

Titre: Mettre en contexte les résultats d'une analyse de cycle de vie :
Title: développement de facteurs de normalisation canadiens et
problématique de la définition des frontières

Auteur: Anne Lautier
Author:

Date: 2010

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lautier, A. (2010). Mettre en contexte les résultats d'une analyse de cycle de vie :
Citation: développement de facteurs de normalisation canadiens et problématique de la
définition des frontières [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/301/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/301/>

**Directeurs de
recherche:** Louise Deschênes, & Ralph Rosenbaum
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**METTRE EN CONTEXTE LES RÉSULTATS D'UNE ANALYSE DE
CYCLE DE VIE: DÉVELOPPEMENT DE FACTEURS DE
NORMALISATION CANADIENS ET PROBLÉMATIQUE DE LA
DÉFINITION DES FRONTIÈRES**

ANNE LAUTIER

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)

AVRIL 2010

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

**METTRE EN CONTEXTE LES RÉSULTATS D'UNE ANALYSE DE CYCLE DE VIE :
DÉVELOPPEMENT DE FACTEURS DE NORMALISATION CANADIENS ET
PROBLÉMATIQUE DE LA DÉFINITION DES FRONTIÈRES**

présenté par : LAUTIER Anne

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. COMEAU Yves, Ph.D, président

Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D, membre et directeur de recherche

M. ROSENBAUM Ralph, Ph.D, membre et codirecteur de recherche

Mme GAUDREAULT Caroline, Ph.D, membre

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier ma directrice de recherche Louise Deschênes pour m'avoir confié ce projet, ainsi que Ralph Rosenbaum et Manuele Margni pour leurs conseils et leur disponibilité tout au long du projet. Merci également à Jean-François Ménard pour avoir partagé avec nous ses idées.

L'article n'aurait pas pu voir le jour sans la collaboration de Jane Bare, que je tiens donc aussi à remercier.

Merci aussi à toute l'équipe du CIRAIG pour tous ces bons moments passés, qui donnent envie de revenir sitôt que l'on a quitté. Merci à Pierre-Olivier pour sa patience et pour avoir été présent lors de ces deux dernières années.

Et merci aux partenaires de la Chaire internationale en analyse du cycle de vie pour leur soutien financier : ArcelorMittal, Bell, Cascades, Éco Entreprises Québec, Recyc-Québec, EDF-GDF, Desjardins, Hydro-Québec, Johnson&Johnson, Rio Tinto Alcan, Rona, Total, SAQ et Veolia Environnement.

RÉSUMÉ

En Analyse de Cycle de Vie (ACV), l'étape de normalisation fait suite à la phase d'évaluation des impacts et peut être utilisée comme support à l'interprétation. Elle permet de calculer l'amplitude d'un résultat d'impact par rapport à l'impact total d'un système de référence. Bien que cette étape soit facultative selon ISO (International Organization for Standardization (ISO), 2000a), le fait d'exprimer les résultats d'une ACV sur une base commune permet de comprendre l'amplitude relative des différents impacts par rapport à la référence sélectionnée. Ces résultats se retrouvent également exprimés dans la même unité et sont donc sous une forme appropriée pour une pondération future. Parmi les deux approches existantes, soit la normalisation interne et la normalisation externe, la normalisation externe permet en plus de placer les résultats d'une ACV dans un contexte plus large, par exemple un contexte géographique (pays, continent ou monde) (Norris, 2001). Enfin, l'utilisation de valeurs de référence externes permet de réaliser un contrôle de cohérence de l'inventaire de cycle de vie (ICV) des produits étudiés. Les valeurs de référence utilisées dans le cadre de la normalisation externe correspondent aux impacts totaux de la zone géographique considérée et sont appelées facteurs de normalisation (FN).

Il est généralement recommandé d'utiliser des FN adaptés au contexte géographique dans lequel l'étude ACV a été réalisée (Udo de Haes *et al.*, 2002). Des FN ont été développés pour différents pays et continents (e.g. Pays-Bas (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008), Danemark (Stranddorf *et al.*, 2005), Europe (Jolliet *et al.*, 2003), États-Unis (Bare *et al.*, 2006)) mais le contexte Canadien n'a jusqu'alors jamais été considéré. Ceci conduit donc à la première hypothèse de recherche, c'est-à-dire qu'il est nécessaire de calculer des FN adaptés au contexte géographique Canadien car les activités économiques et industrielles diffèrent d'un pays (ou continent) à l'autre ce qui conduit à des différences significatives en termes d'impacts totaux. Il est également important de calculer l'incertitude relative aux FN pour permettre aux praticiens de l'ACV de raffiner et de nuancer leurs conclusions sur les résultats normalisés. Bien que souvent discutée de manière qualitative, cette incertitude n'a jamais été quantifiée.

Lorsque la référence correspond au contexte mondial, il n'y a pas de différence entre les activités de production et de consommation. Ce n'est plus le cas à l'échelle continentale ou nationale et la différence est d'autant plus grande que les activités d'importations et d'exportations sont

importantes (Wilting et Ros, 2009). Traditionnellement, les FN sont calculés en considérant les activités de production. A des fins de comparaison, et afin de pouvoir valider l'hypothèse de recherche précédente, le calcul des FN Canadiens a été réalisé en premier lieu en suivant la même approche. Néanmoins, il est reconnu dans la littérature qu'une approche basée sur la consommation est plus favorable du point de vue de la responsabilisation des pays face leurs impacts environnementaux (Peters et Hertwich, 2008; Wilting et Ros, 2009). D'où la seconde hypothèse de recherche : la différence entre les activités de production et de consommation d'un pays peut être mise en évidence en comparant les FN calculés selon ces deux points de vue.

Si l'objectif principal de ce projet est de développer des valeurs de références adaptées au contexte Canadien, il peut toutefois se décliner en deux sous-objectifs distincts, correspondant aux deux hypothèses de recherche préalablement établies 1) calculer des FN Canadiens en considérant les activités de production et 2) calculer des FN en considérant les activités de consommation et comparer les deux approches.

Les FN basés sur la production canadienne ont été calculés à partir d'un inventaire d'émission de polluants et d'extraction des ressources pour l'année 2005. La comparaison avec les FN développés pour l'Europe et les États-Unis exprimés en impact équivalent par habitant et par année a été réalisée sur la base de l'amplitude d'une part et de la contribution des différentes substances d'autre part. Les différences observées en termes d'amplitude provenaient du fait que les émissions en équivalent par habitant sont plus ou moins importantes d'une zone géographique à l'autre. Les différences concernant les principaux contributeurs proviennent soit de différences entre les contextes géographiques, c'est-à-dire entre les activités économiques et industrielles des pays, soit de différences dans la manière de prendre en compte les émissions. Par exemple, le FN Canadien est 3 fois supérieur au FN des États-Unis pour les effets respiratoires, en équivalent par habitant et par année. Les PM_{10} , $PM_{2,5}$ et NO_x sont les principaux contributeurs dans les deux pays, et dans des proportions semblables. Néanmoins, les émissions de PM_{10} et $PM_{2,5}$ au Canada sont respectivement 4 et 3 fois supérieures en équivalent par habitant qu'aux États-Unis. Dans ce cas-ci, les différences proviennent donc plutôt de la densité de population que des activités de production. En revanche, le benzo(a)pyrène est le principal contributeur au FN pour les effets cancérogènes au Canada (77%) alors qu'il ne compte que pour 38% en Europe, où l'impact est dominé par les dioxines (50%). Les FN étant du même ordre de grandeur dans les deux zones, les différences peuvent être reliées aux activités de production.

L'incertitude sur les paramètres évaluée au moyen de l'approche semi-quantitative basée sur la matrice *Pedigree* (Weidema et Wesnæs, 1996) a montré que l'incertitude sur les FN dépend de la catégorie d'impact considérée. La variabilité temporelle représente l'erreur faite en choisissant l'année 2005 comme référence. La variabilité temporelle ne contribue pas significativement à l'incertitude totale mais peut devenir problématique si les émissions suivent une tendance¹ dans le temps ou subissent un changement abrupt suite à la modification de certaines législations. L'incertitude due aux choix a été évaluée au moyen d'une analyse de scénario, et l'incertitude du modèle a été mise en évidence en réitérant le calcul des FN pour trois méthodes d'évaluation des impacts : IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003), TRACI (Bare, 2002) et LUCAS (Toffoletto *et al.*, 2007). Les différences observées justifient l'emploi d'une méthode qui géographiquement adaptée.

Les FN basés sur la consommation Canadienne ont été calculés à partir d'un bilan individuel de consommation, regroupant les activités relatives aux cinq grands domaines suivants : alimentation, transport, logement, biens de consommation et services publics. L'utilisation de la méthodologie hybride dite *augmentée* a permis l'emploi conjoint de données physiques et monétaires dans la réalisation du bilan. Pour 3 catégories de dommages sur 4, les FN basés sur la production sont environ deux fois supérieurs aux FN basés sur la consommation. Il existe donc bien une différence entre les activités de production et de consommation au Canada. Dans le cas des ressources, ce résultat peut se retrouver en considérant les activités d'importations et d'exportation d'énergie primaire et de minéraux, ce qui amène à conclure que 40% de l'énergie produite au Canada est en réalité attribuable à une consommation étrangère. L'approche basée sur la consommation permet donc d'attribuer aux pays les impacts dont ils sont réellement responsables. La comparaison des FN basés sur la production et la consommation présente quand même des limites du fait de la différence entre les méthodologies employées pour leurs calculs respectifs.

A court terme, il est recommandé d'utiliser les FN Canadiens basés sur la consommation pour des études ACV ayant lieu dans un contexte Canadien. En revanche, dès que les frontières du système de produits sont étendues à un niveau continental ou mondial, les FN doivent

¹ Tendance croissante ou décroissante.

correspondre à l'échelle la plus large possible. Il est également recommandé de recalculer périodiquement les FN Canadiens afin de réaliser un suivi de l'évolution des émissions et de l'apparition de nouvelles substances. A long terme, un développement de FN à l'échelle mondiale, actuellement difficile à cause du manque de données, devra permettre de s'affranchir de la problématique relative au choix de l'approche production ou consommation.

ABSTRACT

In Life Cycle Assessment (LCA), the normalization step follows the impact assessment step and can be used as a support for interpretation. It calculates the magnitude of a potential impact in respect of the total of a given reference. Even though normalization is optional in LCA according to ISO standards (International Organization for Standardization (ISO), 2000a), it has the advantage of expressing LCA results on a common basis that allows the determination of the relative importance of the different effects to the selected reference. These results are expressed in a common unit, and thus are in a suitable form for the (possible) following step: weighting. Among the two existing approaches, namely internal and external normalization, external normalization has the advantage to place the LCA results in a broader context, for example a geographical context (country, continent or world) (Norris, 2001). The use of external values of reference allows a consistency check of the Life Cycle Inventory (LCI) of the studied products. The values of reference used in external normalization correspond to the total impacts of the selected geographical area and are called normalization factors (NFs).

It is generally recommended to use NFs adapted to the geographical context in which the LCA study is carried out (Udo de Haes *et al.*, 2002). NFs were developed for various countries and continents (e.g. Netherlands (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008), Denmark (Stranddorf *et al.*, 2005), Europe (Jolliet *et al.*, 2003) or the United States (Bare *et al.*, 2006)) but up to now, never in a Canadian context. This leads to the first hypothesis, i.e. that it is necessary to calculate NFs adapted to the Canadian context because economical and industrial activities differ from one country (or continent) to another, which leads to significant differences in terms of total impacts. It is also important to calculate uncertainty related to the NFs as it allows LCA practitioners to refine and/or moderate their interpretation of the normalized results. Although often discussed in a qualitative way, the NFs' uncertainty was never quantified.

When the reference corresponds to a global scale, there is no difference between production and consumption. At a continental or national scale, the difference increases as imports and exports gain importance (Wilting et Ros, 2009). Traditionally, the NFs are calculated by considering the production activities. For comparative reasons, and in order to be able to validate the previous

hypothesis, calculation of the Canadian NFs was carried out by using the same approach. On the other hand, it is recognized, in the literature, that a consumption-based approach is more suitable to assess the responsibility of countries relatively to their environmental impacts (Peters et Hertwich, 2008; Wilting et Ros, 2009). Therefore, the second hypothesis was: the difference between production and consumption activities of a country can be highlighted by a comparison of the NFs calculated according to these two points of view.

The main objective of this project is to develop reference values adapted to the Canadian context. It can be divided into two distinct sub-objectives, corresponding to the two hypotheses that were previously defined, 1) calculate Canadian NFs considering production activities and 2) calculate Canadian NFs considering consumption activities and compare the resulting NFs from the two approaches.

The NFs based on the Canadian production were calculated from an inventory of emissions of pollutant and extraction of resources, for the year 2005. The comparison with the European and US NFs expressed in impact equivalent per capita and per year was carried out on an amplitude basis on the one hand and, on the other hand, contribution of the various substances. The differences observed in terms of amplitude can be attributed to the fact that the emissions in equivalent per capita are more or less important according to the geographical area. Differences in main contributors come from either differences between the geographical contexts, i.e. between economical and industrial activities, or the manner in which the emissions was taken into account. For example, the Canadian NF for the respiratory effects, in equivalent per capita and year, is 3 times superior to the US NF. The PM_{10} , $PM_{2.5}$ and NO_x are the main contributors in the two countries, and in similar proportions. Nevertheless, the emissions of PM_{10} and $PM_{2.5}$ in Canada in equivalent per capita are respectively 4 and 3 times higher than the United-States. In that case, the differences between NFs can rather be explained by the population density than differences in production activities. On the other hand, benzo(a)pyrene is the main contributor to the carcinogenic effects NF in Canada (77%) whereas it only contribute to 38% of the impact in Europe, where impact is dominated by the dioxins (50%). The two NFs being of the same order of magnitude in the two zones, the differences can be linked to production activities.

Parameter uncertainty evaluated by the semi-quantitative approach based on the *Pedigree* matrix (Weidema et Wesnæs, 1996) showed that uncertainty of the NFs depends on impact categories.

Temporal variability represents the error made by choosing the year 2005 as reference. Temporal variability does not contribute significantly to the total uncertainty but can be an issue if the emissions follow a tendency² in time or change abruptly due to legislation modifications. Uncertainty due to choices was evaluated with a scenario analysis. Model uncertainty was highlighted by reiterating the calculation of the NFs for three different impact assessment methodologies: IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003), TRACI (Bare, 2002) and LUCAS (Toffoletto *et al.*, 2007). The observed differences suggest that it is justified to use a geographically adapted methodology.

The NFs based on Canadian consumption were calculated from the individual consumption relative to the five following fields: food, transport, housing, consumption goods and public services. The use of the augmented process-based hybrid methodology allowed the use of both physical and monetary data in the realization of the assessment. For 3 damage categories, out of 4, the consumption-based NFs are approximately twice as high as the production-based NFs. This highlights the difference between production and consumption activities in Canada. In the case of resources, this result can also be obtained by considering the imports and exports of primary energy and minerals, which lead to the observation that 40% of the energy produced in Canada can be attributed to a foreign consumption. The consumption-based approach makes it possible to allot the impacts that the countries are “really” responsible for. The comparison of the production and consumption-based NFs presents some limitations because of the methodology differences. .

In the short run, it is recommended to use consumption-based Canadian NFs for LCA studies taking place in a Canadian context. However, if the system boundaries of a product are extended to a continental or world level, the NFs should follow the same scale. It is also recommended to recalculate the Canadian NFs periodically in order to follow the evolution of the emissions and appearance of new substances. In the long run, the development of NFs at a global scale, currently difficult because of a lack of data, will make the decision between production or consumption-based approach null and void.

² Increasing or decreasing tendency

1.3.1	Les sources d'incertitude et les méthodes d'évaluation	28
1.3.2	La gestion de l'incertitude en ACV.....	29
1.3.3	L'évaluation de l'incertitude en normalisation.	35
CHAPITRE 2 PROBLÉMATIQUE, HYPOTHÈSES ET OJECTIFS.....		39
2.1	Problématique.....	39
2.2	Hypothèses de recherche	40
2.3	Objectifs	40
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE.....		41
3.1	Calcul des FN-P pour le Canada.	41
3.2	Calcul des FN-C pour le Canada et comparaison des approches production et consommation	42
3.2.1	Calcul des FN-C à partir de la consommation individuelle Canadienne	42
3.2.2	Comparaison des FN-P et FN-C.....	47
CHAPITRE 4 RÉSULTATS - CALCUL DE FACTEURS DE NORMALISATION CANADIENS : COMPARAISONS GÉOGRAPHIQUES ET ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE		49
4.1	Présentation de l'article	49
4.2	Development of normalization factors for Canada and the United-States: geographical comparisons and uncertainty assessment	49
4.2.1	Abstract	49
4.2.2	Introduction	50
4.2.3	Methodology	53
4.2.4	Results and discussion.....	61
4.2.5	Conclusions	73
4.2.6	References	74

CHAPITRE 5	RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES	78
5.1	Calcul des FN-C	78
5.1.1	Calcul des impacts relatifs à la consommation d'un citoyen canadien	78
5.1.2	Comparaison de la consommation individuelle canadienne avec la consommation individuelle suisse.....	86
5.2	Comparaison des FN-P et des FN-C	90
CHAPITRE 6	DISCUSSION GÉNÉRALE	94
6.1	Forces et faiblesses relatives au calcul des FN-P et de l'incertitude.....	94
6.2	Forces et faiblesses du calcul des FN-C.....	97
6.3	Problématique de la définition des frontières : production ou consommation?	98
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		102
BIBLIOGRAPHIE		105
ANNEXES		114

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Liste non exhaustive de bases de données de processus physiques et monétaires utilisables en ACV	7
Tableau 1.2: Liste non exhaustive de méthodes EICV existantes.....	11
Tableau 1.3: Avantages et inconvénients d'utiliser la production et la consommation pour calculer les impacts environnementaux d'un pays.....	16
Tableau 1.4: Facteurs de normalisation existants.....	18
Tableau 1.5: Facteurs de normalisation Européens niveau dommage - méthode IMPACT 2002+.....	19
Tableau 1.6: Avantages et Inconvénient des ACV-PRO et ACV-EIO	25
Tableau 1.7: Choix concernant la modélisation des étapes de la construction d'un édifice.....	26
Tableau 3.1: Sources de données de consommation individuelle Canadienne	44
Tableau 3.2: Choix de l'approche ACV-PRO ou ACV-EIO pour modéliser les grands domaines de la consommation Suisse	47
Table 4.1: Substances and related databases used to calculate the annual Canadian emission inventory	55
Table 4.2: Substances and related databases used to calculate the yearly US emission inventory.....	57
Table 4.3.A: Comparison of European, Canadian and US NFs – midpoint categories using IMPACT 2002+ methodology.....	65
Table 4.4: Total uncertainty (parameter uncertainty and temporal variability) of Canadian normalization factors – lognormal distributions	70
Tableau 5.1: FN-C - catégories de dommage - ACV-PRO.....	78
Tableau 5.2: Impacts de la consommation individuelle - catégories de dommage - ACV-EIO	82

Tableau 5.3: Impacts de la consommation individuelle - catégories de dommage – ACV

hybride..... 85

Tableau 5.4: Sources d'incertitude (mineures : + à majeures : +++) relatives au calcul

des FN-P et FN-C Canadiens 92

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Étapes obligatoires de l'ACV (adapté de ISO 14040)	3
Figure 1.2 : Extrait de l'arbre de processus de la production d'aluminium - (Habersatter <i>et al.</i> , 1998).....	5
Figure 1.3 : Étapes obligatoires de l'EICV selon ISO 14042 (International Organization for Standardization (ISO), 2000b).....	8
Figure 1.4 : Impacts définis au niveaux problème et dommage définis par rapport à la chaîne de cause à effet de la destruction de la couche d'ozone - (Udo de Haes <i>et al.</i> , 2002).....	9
Figure 1.5 : Définition des activités économiques d'un pays x (production) et des activités économiques de la population de x (consommation) - Wilting et Ros (2009).	15
Figure 1.6 : Identification des paramètres clés dans l'évaluation de l'incertitude selon Heijungs et collaborateurs (1996)	31
Figure 1.7 : Évolution de l'incertitude et de la pertinence environnementale dans la chaîne de cause à effet.....	33
Figure 4.1 : Influence of the LCIA methodology on main contributors.	72
Figure 5.1 : Contribution des 5 domaines de consommation aux impacts dommages – ACV-PRO	79
Figure 5.2 : Contribution des 5 domaines de consommation aux impacts dommages – ACV-EIO	82
Figure 5.3 : Comparaison des résultats des ACV-PRO, ACV-EIO et ACV-hybride	85
Figure 5.4 : Comparaison des consommations individuelles Canadienne et Suisse.....	87
Figure 5.5 : Comparaison des FN-P et FN-C pour le Canada - catégories de dommage.....	90

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

La liste des sigles et abréviations présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et abréviations utilisés dans le mémoire ou la thèse ainsi que leur signification.

ACV	Analyse de Cycle de Vie
ADEME	Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
COV	Composés Organiques Volatiles
COVNM	Composés Organiques Volatiles Non Méthaniques
EICV	Évaluation des Impacts du Cycle de Vie
FC	Facteur de Caractérisation
FN	Facteur de Normalisation
FN-C	Facteur de Normalisation basé sur la Consommation
FN-P	Facteur de Normalisation basé sur la Production
GES	Gaz à Effet de Serre
ICV	Inventaire de Cycle de Vie
INRP	Inventaire National des Rejets de Polluants
IO	<i>Input-Output</i>
ISO	Organisation Internationale de Standardisation
PIB	Produit Intérieur Brut
PM	Particules
SACO	Substance Appauvrissant la Couche d'Ozone
TRI	Inventaire des Rejets Toxiques
UNEP	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
USEPA	Agence pour la Protection de l'Environnement aux États-Unis

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1- Exemples d'application de la normalisation	114
ANNEXE 2- Données utilisées pour le calcul des FN-C	118
ANNEXE 3- Details on the calculation of the geometric standard deviation using a Pedigree Matrix	135
ANNEXE 4- North American normalization factors (NFs).....	136
ANNEXE 5- Comparison of European, Canadian and US NFs	140
ANNEXE 6- Parameter uncertainty and temporal variability related to Canadian NFs	144
ANNEXE 7- Calculation of Canadian NFs for the 1976-2005 time period	146
ANNEXE 8- Résultats supplémentaires pour le calcul des FN-C	153
ANNEXE 9 – Comparaison des contextes Canadiens et Suisse	157
ANNEXE 10- Comparaison des FN-P et FN-C	160

INTRODUCTION

Dans les années 1950-1960, le monde occidental est entré dans l'ère de la consommation. Les progrès faits en matière de technologie et de médecine ainsi que les nombreuses avancées sociales telles que les congés payés ou l'augmentation du pouvoir d'achat ont largement contribué à l'amélioration de la qualité de vie, tout du moins dans le monde occidental. Néanmoins, l'apparition dans les années 1970-1980 de la notion de « problématique environnementale » a montré les limites de ce mode de vie. Le développement de l'industrie et de la consommation, vus jusque là comme bénéfiques, ont été peu à peu critiqués. Les médias ont relaté tour à tour des problématiques telles que les pluies acides, la destruction de la couche d'ozone (1986) (Secrétariat de l'ozone - Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2000), puis plus tard les changements climatiques ainsi que l'épuisement des ressources naturelles telles que le pétrole ou la perte de biodiversité. Dans ce contexte, il peut être intéressant d'évaluer la contribution des pays ou des individus à l'ensemble de ces problèmes. L'idée n'est pas de trouver des responsables ou de montrer du doigt les gros consommateurs, mais plutôt d'avoir un aperçu de cette consommation afin de cibler et de trouver une alternative aux principaux problèmes.

Plusieurs méthodes existent pour estimer les impacts environnementaux des activités de consommation. Elles n'évaluent cependant pas toutes les mêmes impacts. L'évaluation de l'empreinte écologique cherche à convertir la consommation de nourriture, énergie et autres matériaux en termes de surface de terre et d'eau nécessaire pour fournir les éléments nécessaires à cette consommation (Rees, 1992). L'Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie (ADEME) a mis au point une méthode visant à comptabiliser les gaz à effet de serre (GES) émis par « toutes entreprises industrielles ou tertiaires, administrations, collectivités et même territoires gérés par les collectivités » (ADEME, 2009). Cette méthode, appelée « bilan carbone », aide ses utilisateurs à connaître leur marge de manœuvre pour la réduction de leurs émissions. Une empreinte carbone peut également être calculée pour les pays en collectant les émissions de GES à un niveau national (Hertwich et Peters, 2009). Ce type d'approche descendante ou « top down » donne une vision d'ensemble de l'impact des différents secteurs de consommation, tels que la construction ou l'alimentation sur le réchauffement climatique.

Néanmoins, parmi toutes les approches existantes, la méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) semble particulièrement adéquate pour évaluer l'impact de la consommation. L'ACV calcule des impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie, de l'extraction des matières premières jusqu'à son élimination en fin de vie (International Organization for Standardization (ISO), 2000a). Elle utilise également des méthodes d'évaluation des impacts qui permettent la quantification d'impacts potentiels tels que les effets cancérogènes, le smog photochimique, la destruction de la couche d'ozone, l'acidification, le réchauffement climatique, etc... Le calcul des impacts potentiels engendrés à l'échelle d'un pays ou d'un individu peut se révéler très utile : outre les possibilités de comparaison entre différents comportements (e.g. un pays qui a décidé d'axer sa politique énergétique sur le nucléaire et un pays qui préfère utiliser des centrales au charbon ; un individu conscientisé sur l'environnement et un qui le serait moins), cela permet de mettre en perspective les résultats de toute autre étude environnementale, si ces valeurs sont utilisées comme référence.

L'étape de normalisation, considérée comme étape facultative de la méthodologie ACV, se propose justement de faire cette mise en perspective. En divisant les scores d'impacts d'un produit ou d'un service par un impact total pris au niveau régional, national ou mondial, il est possible d'avoir une meilleure idée de l'amplitude des impacts calculés. Cet impact total s'exprime sous la forme d'un facteur de normalisation (FN), à raison d'un FN par catégorie d'impact. Il est généralement recommandé d'utiliser des FN appropriés au contexte géographique dans lequel l'étude ACV est menée.

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre fait une revue des travaux réalisés jusqu'à maintenant dans les trois grands domaines suivants : l'analyse de cycle de vie et l'étape de normalisation, les approches utilisées pour le développement de facteurs de normalisation et la gestion de l'incertitude.

1.1 La méthodologie ACV

1.1.1 Définition de l'ACV.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthodologie permettant d'évaluer les impacts potentiels d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie, de la phase de l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets (Jolliet *et al.*, 2005). Son application est régie par la série de normes 14040 définies par ISO (International Organization for Standardization (ISO), 2000a). La norme ISO 14040 définit les lignes directrices pour la réalisation d'une ACV et, notamment, les quatre étapes obligatoires qui sont successivement : la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie et l'évaluation des impacts, chacune reliée à une phase d'interprétation (Figure 1.1).

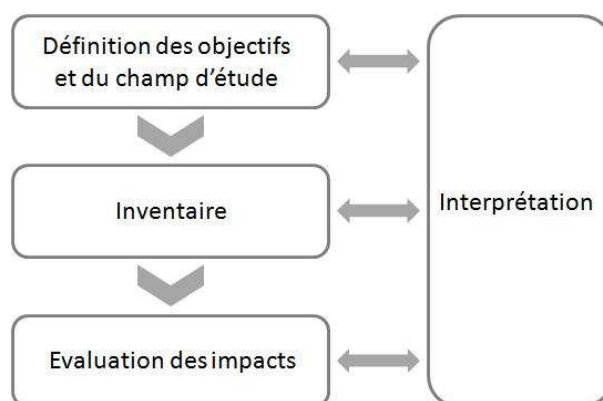


Figure 1.1 : Étapes obligatoires de l'ACV (adapté de ISO 14040)

La phase d'évaluation des impacts inclut également deux étapes supplémentaires : la normalisation et la pondération, considérées comme facultatives par ISO.

1.1.2 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette étape pourrait en réalité être rebaptisée « définition des objectifs et du système ». En effet, en plus d'y décrire le but de l'étude et le public visé, elle inclut une définition de la fonction du produit, de l'unité fonctionnelle et des flux de référence, des processus impliqués dans le cycle de vie du système étudié, ainsi que des frontières de ce système (Jolliet *et al.*, 2005).

Une étude ACV peut être conduite pour répondre à plusieurs types de besoins :

- Fournir de l'information sur un produit. Il est également possible de réaliser une ACV comparative pour comparer différents produits ou alternatives.
- Evaluer un produit par rapport à une norme, afin de déterminer si ce produit satisfait aux exigences environnementales.
- Aider au développement de nouveaux produits, plus environnementaux. Une ACV conduite sur le produit initial aide à cibler les « point chauds » du cycle de vie du produit, et de nouvelles alternatives plus avantageuses du point de vue environnemental peuvent être proposées pour améliorer ces points chauds.
- Aider à l'élaboration de stratégies politiques.... (Jolliet *et al.*, 2005)

La définition de la fonction et de l'unité fonctionnelle fournissent les bases pour la réalisation de l'ACV : pour être comparables deux produits doivent remplir la même fonction. Par ailleurs, l'unité fonctionnelle propose une valeur numérique qui quantifie cette fonction, et qui servira de base pour la comparaison de deux produits ou alternatives. Les flux de référence correspondent aux quantités de produit nécessaires pour rencontrer les besoins de l'unité fonctionnelle. Finalement, la construction de l'arbre des processus et la définition des frontières du système permettent d'expliquer quels aspects du cycle de vie seront inclus (ou exclus) du système. Il peut également s'agir d'une définition des frontières géographiques et temporelles (Jolliet *et al.*, 2005).

1.1.3 Réalisation de l'inventaire

Lors de la réalisation de l'inventaire, il s'agit de quantifier les extractions de ressources et les émissions de polluants (flux élémentaires) engendrées par le système étudié. Il s'agit d'une étape parfois longue et fastidieuse. Il s'agit tout d'abord de connaître les quantités de matière, d'énergie ou de service (processus élémentaires) nécessaires pour répondre aux besoins de l'unité fonctionnelle. Ces quantités sont désignées par les termes flux de référence ou flux intermédiaire selon que le processus quantifié constitue ou non une étape clef du cycle de vie. Les flux de référence et flux élémentaires peuvent être regroupés dans un inventaire de production. L'inventaire du cycle de vie s'obtient alors en multipliant l'inventaire de production par les flux élémentaires associés aux processus élémentaires (Jolliet *et al.*, 2005). Un exemple d'arbre des processus est donné à la Figure 1.2 et illustre les termes employés aux paragraphes précédents.

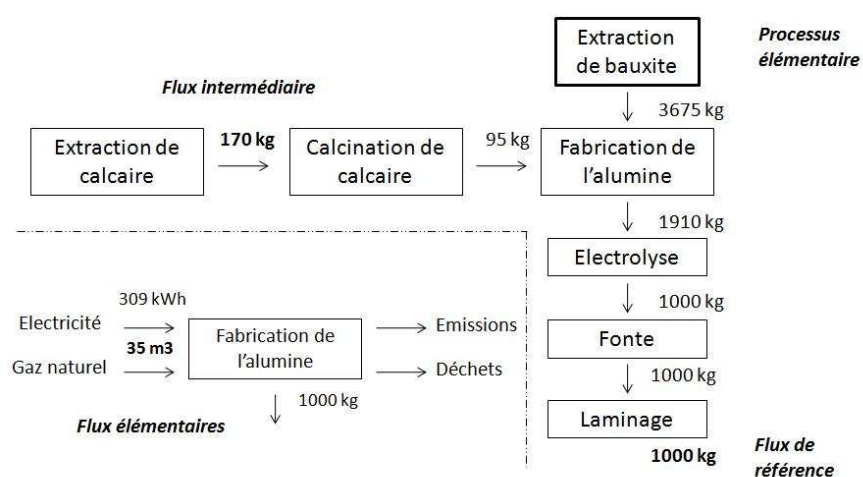


Figure 1.2 : Extrait de l'arbre de processus de la production d'aluminium - (Habersatter *et al.*, 1998)

Les données d'inventaire de cycle de vie peuvent être des données spécifiques au cas à l'étude, ou données primaires. Néanmoins, comme un inventaire exhaustif ne peut pas être réalisé sur la totalité du cycle de vie, le praticien a la possibilité d'utiliser des données secondaires, disponibles dans des bases de données. Il existe fondamentalement deux types de bases de données : les bases de données physiques et les bases de données monétaires.

Les bases de données physiques fournissent l'information pour des processus élémentaires physiques tels que : « 1 personne-kilomètre parcouru en voiture à essence ». D'une manière plus générale, les processus physiques peuvent être exprimés en unité de masse, d'énergie ou de longueur. La base de donnée européenne Ecoinvent (Frischknecht *et al.*, 2007) est un exemple de base de données de processus physiques. Elle est particulièrement reconnue par la communauté scientifique de fait du grand nombre de processus répertoriés, de la diversité des domaines couverts, ainsi que de la qualité des études menées et des données recueillies. Un inconvénient de cette base de données est qu'elle a été développée pour un contexte Européen et certains paramètres tels que les modes de production d'électricité ou la consommation moyenne des véhicules lourds peuvent ne pas être représentatifs de toutes les régions du monde.

Les bases de données monétaires quant à elles renseignent sur les extractions et émissions associées à une somme d'argent dépensée dans un secteur économique donné. Exemple : « 1\$ d'instruments et d'équipements médicaux et chirurgicaux ». Un exemple de base de données monétaire serait la base de données US input output 98, qui répertorie 481 secteurs de l'économie des Etats-Unis.

Le Tableau 1.1 présente un aperçu des bases de données disponibles. Ces bases de données sont utilisables au moyen d'un logiciel de calcul pour la réalisation d'ACV et les méthodologies utilisées pour leur conception sont disponible sur le site de Pré-consultant (<http://www.pre.nl>).

Tableau 1.1 : Liste non exhaustive de bases de données de processus physiques et monétaires utilisables en ACV

Base de données	Contexte géographique	Domaines couverts	Référence
Ecoinvent	Europe	Energie, transport, matériaux, produits chimiques, pâtes et papiers, traitement des déchets	(Frischknecht <i>et al.</i> , 2007)
Buwal 250	Suisse	Matériaux d'emballage, énergie, transport, traitement des déchets	(Spriensma, 2004)
ETH-ESU 96	Suisse	Energie	(Frischknecht et Jungbluth, 2004)
IDEMAT 2001		Matériaux d'ingénierie, énergie, transport	(TUDelft, 2001)
LCA Food DK	Danemark	Produits alimentaires	(Nielsen <i>et al.</i> , 2003)
US Input Output 98	Etats-Unis	481 secteurs industriels	(Sangwon, 2003)

1.1.4 Évaluation des impacts

1. Étapes obligatoires de l'évaluation des impacts

L'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) est la phase au cours de laquelle les résultats de l'inventaire sont traduits sous la forme d'impacts potentiels sur l'environnement. Elle a pour but d'agréger ces résultats en un nombre restreints d'indicateurs de manière à faciliter l'interprétation (Udo de Haes *et al.*, 2002). Selon la norme ISO 14044 (ISO, 2006a), l'EICV comporte trois étapes (Figure 1.3). Au terme de l'étape d'EICV, les résultats d'inventaire se retrouvent donc transformés en indicateurs de catégorie.

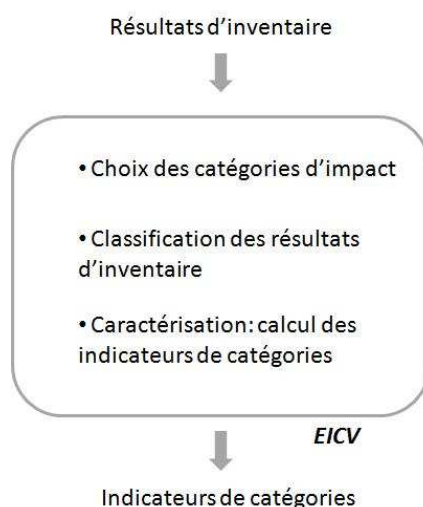


Figure 1.3 : Étapes obligatoires de l'EICV selon ISO 14042 (International Organization for Standardization (ISO), 2000b)

La première étape consiste à choisir les catégories d'impact à considérer ainsi que les modèles de caractérisation associés. La seconde étape vise à classer les éléments de l'inventaire selon les impacts auxquels ils contribuent, tout en sachant qu'un élément peut contribuer à une ou plusieurs catégories d'impact.

La caractérisation constitue la troisième étape de l'EICV. Pour chacune des catégories d'impact sélectionnées, il s'agit de calculer un score d'impact (SI) en utilisant des facteurs de caractérisation pour évaluer l'importance relative des émissions ou des extractions (équation 1.1) (Jolliet *et al.*, 2005)

$$SI_i = \sum_s FC_{s,i} \times FE_s \quad (1.1)$$

Où i : une catégorie d'impact donnée

s : une substance ou ressource

SI : le score d'impact pour la catégorie d'impact i

FC : le facteur de caractérisation de la substance ou de la ressource s pour la catégorie d'impact i .

FE : le flux élémentaire de s (données d'inventaire)

Les facteurs de caractérisation (FC) sont utilisés pour décrire la relation entre un stress environnemental (émission ou extraction) et une entité à protéger, telle que les écosystèmes ou la santé humaine. La manière dont ce stress va affecter l'environnement peut être décrite au moyen d'une chaîne de cause à effet (Udo de Haes *et al.*, 2002). La valeur numérique du facteur de caractérisation est ensuite calculée à partir de modèles de caractérisation, c'est-à-dire de modèles mathématiques qui reflètent les mécanismes environnementaux à l'œuvre dans la chaîne de cause à effet. Une fois que la chaîne de cause à effet est définie, il est possible de choisir à quel niveau les impacts relatifs vont être déterminés. Il peut s'agir de la fin de la chaîne de cause à effet, auquel cas on parle d'impact orienté dommage (« endpoint »), c'est-à-dire qu'il s'agit directement des impacts potentiels sur les entités à protéger (Udo de Haes *et al.*, 2002). Mais il est également possible de définir les impacts à un niveau intermédiaire de la chaîne de cause à effet, à conditions que les mécanismes environnementaux ayant lieu à ce niveau se retrouvent dans les chaînes de cause à effet de toutes les substances et soient facilement descriptibles et quantifiables. Dans ce cas-ci, on parle d'impacts problèmes (« midpoint ») (Udo de Haes *et al.*, 2002). Un exemple de définition de niveaux problèmes et dommages sur la chaîne de cause à effet résultant de l'émission de substances appauvrissant la couche d'ozone (SACO) est présenté à la Figure 1.4 (Udo de Haes *et al.*, 2002).

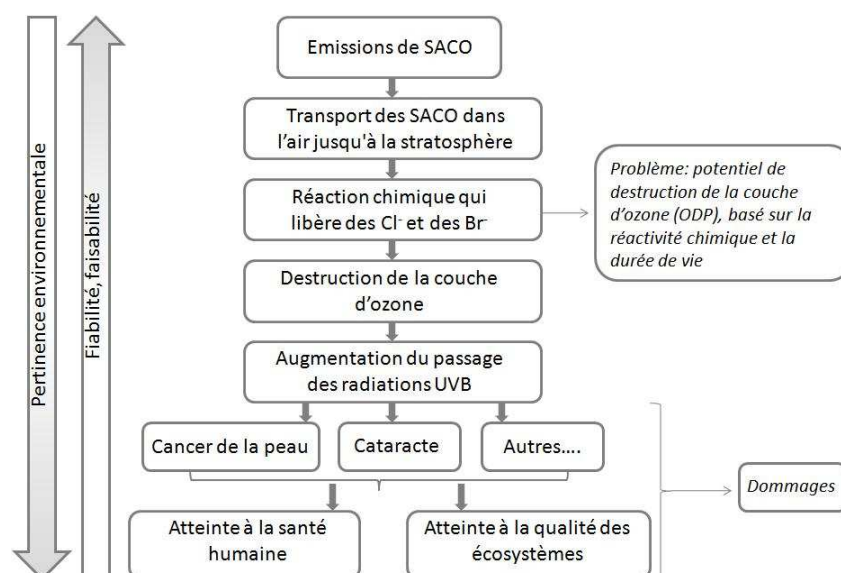


Figure 1.4 : Impacts définis au niveaux problème et dommage définis par rapport à la chaîne de cause à effet de la destruction de la couche d'ozone - (Udo de Haes *et al.*, 2002)

Le choix du niveau problème ou dommage doit se faire en tenant compte du fait que plus le niveau est avancé dans la chaîne de cause à effet, plus l'information est pertinente, mais plus l'incertitude est grande, du fait de la multiplication des modèles employés (Figure 1.4).

Un problème fréquemment soulevé en ce qui concerne la caractérisation est la nécessité d'utiliser des modèles qui soient représentatifs des endroits du monde où les impacts sont évalués. Ainsi, pour des impacts dits « impacts globaux », tels que le réchauffement climatique, les modèles de caractérisation peuvent être développés au niveau mondial. Néanmoins, pour des impacts régionaux ou locaux, tels que l'eutrophisation ou l'acidification, le modèle de caractérisation doit prendre en compte les spécificités du milieu (Hauschild et Potting, 2006). Il est donc recommandé d'utiliser des méthodes d'évaluation des impacts régionalisées et adaptées au contexte géographique où ont lieu les émissions.

2. Les méthodes d'évaluation des impacts

La sélection des catégories d'impact et des modèles de caractérisation se fait en réalité lors du choix de la méthode d'évaluation des impacts qui va fournir les facteurs de caractérisation souhaités. Plusieurs méthodes EICV existent à l'heure actuelle. Comme mentionné plus haut, les modèles de caractérisation sont valides pour un contexte géographique donné. Les méthodes EICV qui utilisent ces modèles sont donc préférablement applicables dans les contextes pour lesquels elles ont été développées. Certaines sont orientées problèmes, alors que d'autres sont orientées problèmes et dommages. Une liste non exhaustive des méthodes existantes est présentée au Tableau 1.2.

Tableau 1.2: Liste non exhaustive de méthodes EICV existantes

Méthode	Contexte géographique	Orientation	Référence
IMPACT 2002+	Europe	Problème et dommage	(Jolliet <i>et al.</i> , 2003)
Eco-indicateur 99	Pays-Bas	Dommage	(Goedkoop et Spriensma, 2001)
ReCiPe	Europe	Problème et dommage	(Goedkoop <i>et al.</i> , 2009)
CML	Pays-Bas	Problème	(Guinée <i>et al.</i> , 2002)
EDIP 2003	Danemark	Problème	(Hauschild et Potting, 2003)
LIME	Japon	Problème et dommage	(Itsuno et Inaba, 2003)
TRACI	USA	Problème	(Bare, 2002)
LUCAS	Canada	Problème	(Toffoletto <i>et al.</i> , 2007)

1.1.5 La normalisation

1. Définition

Selon la norme ISO 14040, la normalisation est une étape facultative de l'ACV qui permet d'exprimer les scores d'impacts obtenus au terme de la phase d'évaluation des impacts en fonction de valeurs de référence. Cette étape peut être utilisée comme support à l'interprétation. D'une part, le fait d'exprimer les résultats d'impacts en fonction d'une référence commune permet d'avoir une meilleure idée de leur amplitude par rapport à la référence sélectionnée, par opposition à des scores d'impacts non normalisés et exprimés dans leurs unités respectives dont la valeur absolue n'est pas nécessairement très éloquente. Enfin, à l'issue de l'étape de normalisation, les résultats d'impact se retrouvent exprimés dans la même unité et sont donc sous une forme appropriée pour une pondération future. Les valeurs de référence utilisées correspondent aux impacts d'un système de référence et sont appelées facteurs de normalisation (FN).

Les scores d'impacts normalisés (N) s'obtiennent en divisant le score d'impact (problème ou dommage) d'un produit pour la catégorie d'impact i par le facteur de normalisation (FN) relatif à la même catégorie d'impact (équation 1.2).

$$N_i = \frac{SI_i}{FN_i} \quad (1.2)$$

Où : i : la catégorie d'impact considérée

N : le score normalisé

SI : le score d'impact du produit ou service

FN : le facteur de normalisation

2. Le choix du système de référence

Il existe essentiellement deux approches pour choisir le système de référence : la normalisation interne et la normalisation externe (Norris, 2001).

L'approche de la normalisation interne s'applique dans le cas d'une ACV comparative. Les résultats d'impact des différentes alternatives sont divisés par des valeurs de référence spécifiques au cas étudié. Il peut s'agir par exemple de la valeur d'impact maximale obtenue parmi les différentes alternatives, pour une catégorie d'impact donnée. Il est également possible de choisir l'une des alternatives comme système de référence, indépendamment des résultats obtenus (voir exemple 1 à l'Annexe 1). Dans ce cas-ci, les scores d'impact obtenus pour une option sont divisés par les scores d'impact obtenus pour l'option constituant la référence. Enfin il arrive, quoique plus rarement, d'utiliser la somme des impacts des deux options comme référence (Norris, 2001). La normalisation interne ne nécessite pas l'utilisation de nouvelles données et peut donc facilement être mise en œuvre.

Dans le cas de la normalisation externe, les valeurs de référence sont indépendantes du cas à l'étude. Les FN correspondent alors aux impacts totaux d'un système de référence, qui peut être par exemple une zone géographique (région, pays, continent, monde) ou un secteur industriel. Ils peuvent être exprimés sur une base annuelle et en équivalent par habitant.

L'avantage de la normalisation externe est qu'elle permet de placer les résultats d'une étude ACV dans un contexte plus large. Son utilisation est compatible avec la mise en place de politiques environnementales nationales (Breedveld *et al.*, 1999). Supposons par exemple qu'un pays soit conscient des problèmes d'acidification sur son territoire et lance une politique pour la réduction des émissions de substances acidifiantes. En exprimant les scores d'impact d'un ou de plusieurs produits en fonction des impacts totaux de ce même pays, les décideurs pourront connaître la contribution de chacun de ces produits au problème de l'acidification (et à tout autre catégorie de problème ou de dommage de la méthode EICV utilisée). Un autre avantage de la normalisation externe est qu'elle permet un contrôle de cohérence de l'inventaire. Ainsi, si un score normalisé est, par exemple, très inférieur aux autres, il peut exister deux explications (se reporter à l'équation 1.2): soit l'impact du pays est très important pour cette catégorie d'impact, soit l'impact calculé pour le produit est trop faible, et certaines substances importantes ont été oubliées dans l'inventaire (voir exemple 2 à l'Annexe 1).

1.1.6 Groupement et pondération

Lors de cette étape, les différentes catégories d'impact sont classées par ordre d'importance et des facteurs de pondération leur sont attribués (Udo de Haes *et al.*, 2002). La problématique inhérente à cette étape est que les facteurs de pondération font appel à des valeurs politiques, idéologiques ou éthiques, qui sont par conséquent subjectives. La question est alors de savoir si une telle étape doit être appliquée (Finnveden, 1997). Dans le cas d'une réponse positive, il s'agit de déterminer les valeurs de facteurs de pondération. Plusieurs approches peuvent être adoptées dans ce but. Quelques exemples sont fournis ci-dessous :

- La monétarisation : ces méthodes évaluent les coûts engendrés par un impact. Elles peuvent être basées ou non sur la *volonté de payer* (« willingness to pay »), c'est-à-dire sur la valeur monétaire que les gens attribuent à une composante environnementale. Dans le cas des méthodes non basées sur la volonté de payer, les coûts sont évalués sans nécessairement qu'un payeur soit identifié (Udo de Haes *et al.*, 2002).

- Les panels de population/d'experts : ces facteurs de pondération considèrent les vues des personnes interrogées via des questionnaires (Finnveden, 1997).
- La *distance à la cible* (« distance to target ») (Lindeijer, 1996).

1.2 La normalisation externe

L'approche normalisation interne utilise une référence spécifique à chaque étude. A l'inverse, la normalisation externe nécessite de connaître les impacts associés au système de référence choisi. Ce sont ces impacts qui sont ensuite utilisés comme valeurs de références c'est-à-dire comme FN. Par la suite, il ne sera traité que de normalisation externe et les systèmes de références envisagés sont des zones géographiques.

1.2.1 Deux approches possibles : évaluer la production ou la consommation

L'impact environnemental d'un pays peut être calculé d'une part en considérant ses activités de production, et d'autre part en considérant les activités de consommation de sa population. Il existe dès lors plusieurs façons de définir les frontières d'un pays. Peters et Hertwich (2008) proposent ainsi 3 niveaux de définition : 1) les activités de production à l'intérieur des frontières géographiques, 2) les activités de production à l'intérieur de frontières économiques et 3) les activités de consommation à l'intérieur des frontières économiques.

La consommation se calcule à partir de la production selon l'équation 1.3 (Peters et Hertwich, 2008):

$$\text{Consommation} = \text{Production} + \text{Importations} - \text{Exportations} \quad (1.3)$$

Cette vision a été reprise de manière synthétique, quoique légèrement différente, par Wilting et Ros (2009) pour qui un pays se définit en réalité soit par les activités économiques ayant lieu au sein de ses frontières, soit par les activités économiques de sa population (Figure 1.5). Cette

définition ne fait pas la distinction en les frontières géographiques et les frontières économiques dans le cas de la production.

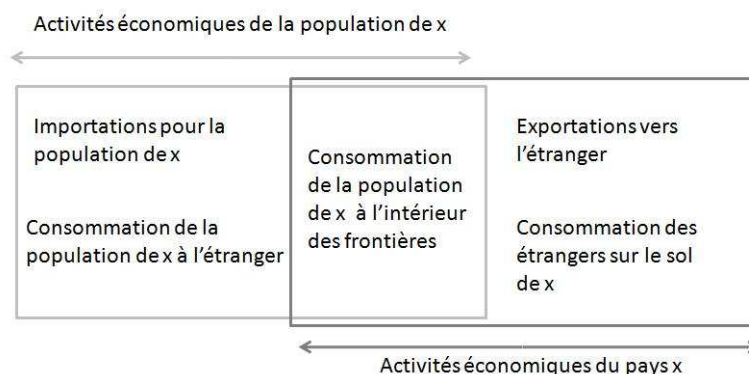


Figure 1.5 : Définition des activités économiques d'un pays x (production) et des activités économiques de la population de x (consommation) - Wilting et Ros (2009).

Dans des pays possédant des frontières économiques ouvertes, et par conséquent des activités d'importation et d'exportation importantes, la différence entre production et consommation peut être conséquente (Wilting et Ros, 2009). Le choix de la définition des frontières dépend des objectifs de l'étude. La connaissance des impacts ayant lieu à l'intérieur des frontières géographiques d'un pays peut aider à la mise en place de politiques environnementales nationales pour la réduction des émissions des principaux polluants. C'est cette philosophie qui est appliquée par le protocole de Kyoto pour la réduction des émissions de GES ou encore par le protocole de Montréal, pour la réduction des émissions de SACO (Secrétariat de l'ozone - Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2000) : chaque pays est responsable de ses émissions.

Néanmoins, les auteurs s'accordent à dire qu'une approche considérant la consommation plutôt que la production est plus « juste », dans le sens où les pays qui importent une quantité importante de produits ne font en réalité qu'exporter une partie de leurs émissions. Le risque d'une approche basée sur les frontières géographiques est donc que certains pays préfèrent délocaliser leur production plutôt que de réduire leurs émissions (Wilting et Ros, 2009). De plus, une approche basée sur la consommation permet également d'attribuer les émissions dues au transport, à la pêche et à l'ensemble des activités ayant lieu à l'extérieur de toute frontière géographique au pays qui va consommer les produits transportés (Peters et Hertwich, 2008). De

plus, de même qu'une approche basée sur la production et les frontières géographiques peut être utilisée pour fixer des objectifs environnementaux nationaux, une approche basée sur la consommation devrait permettre aux pays de réduire l'impact de leur consommation à l'étranger. Il s'agirait alors d'établir des politiques internationales visant à localiser les activités de production dans les pays présentant les meilleures ressources technologiques (dans la mesure où cette relocalisation n'entraîne pas de nouveaux impacts environnementaux) (Wilting et Ros, 2009). Finalement, l'approche basée sur la consommation est consistante avec la recommandation de Udo de Haes et collaborateurs (2002) concernant le choix du système de référence. En effet, avec la mondialisation, il est très vraisemblable qu'une partie ou la totalité des composantes d'un produit à l'étude soient issues de l'importation. Il est donc préférable que le système de référence soit défini de manière à prendre en compte ce qui a été produit à l'étranger, mais est consommé dans le pays, et à l'inverse, à exclure ce qui est produit au pays, mais consommé à l'étranger (Breedveld *et al.*, 1999).

Les avantages et les inconvénients des 2 approches sont résumés au Tableau 1.3.

Tableau 1.3: Avantages et inconvénients d'utiliser la production et la consommation pour calculer les impacts environnementaux d'un pays

	Production	Consommation
Avantages	Consistant avec les politiques nationales de réduction d'émissions	Approche plus « juste/équitable »
	Facile à réaliser	Comptabilise les émissions « off-shore »
		Possibilité de mettre au point des stratégies internationales
		Consistant avec les frontières des systèmes de produits étudiés
Inconvénients	Déresponsabilisation des pays	Difficulté de mise en œuvre – problème de l'accessibilité aux données – Incertitude élevée

La différence entre une approche basée sur la consommation et une approche basée sur la production dans le cadre de la normalisation n'a été traité qu'une seule fois dans la littérature. Breedveld et collaborateurs (1999) comparent ainsi des FN développés en considérant les deux points de vue, dans le contexte des Pays-Bas. Dans ce cas-ci, les Pays-Bas fournissent une

quantité importante de biens et services. Néanmoins, une part importante des matières premières telles que les minerais ou le bois doit être importée. Les deux séries de FN ont été calculées en utilisant les tables Input Output (IO) de l'économie des Pays-Bas pour déterminer la part de la consommation étrangère (exportation) ainsi que la part de la consommation hollandaise ayant lieu à l'extérieur des frontières (importations).

Si Breedveld et collaborateurs (1999) semblent vouloir privilégier l'approche basée sur la consommation au nom de « l'équité » et de la consistance avec les frontières du système de produit, ils doivent néanmoins reconnaître qu'un frein à cette approche est le manque de données disponibles et la difficulté de manier avec précision des données économiques.

1.2.2 FN basés sur la production – calcul à partir des statistiques nationales.

1. Survol des FN existants

Habituellement, les FN basés sur les statistiques nationales d'émissions et d'extraction des ressources sont développés à l'échelle d'un pays, d'un continent ou du monde. Pour une catégorie d'impact donnée, le FN peut se calculer à partir de l'inventaire d'émission de la région sélectionnée (Rebitzer *et al.*, 2004) et des FC qui permettront d'associer un impact environnemental aux substances de l'inventaire (Pennington *et al.*, 2004) (équation 1.4). Il peut également être exprimé en équivalent par personne (équation 1.5) ou en équivalent par unité monétaire, à partir du produit intérieur brut (PIB) (Huijbregts *et al.*, 2003a) (équation 1.6).

$$FN_i = \sum_c \sum_s FC_{i,s,c} \times E_{s,c} \quad (1.4)$$

$$FN_i = \frac{\sum_c \sum_s FC_{i,s,c} \times E_{s,c}}{P} \quad (1.5)$$

$$FN_i = \frac{\sum_c \sum_s FC_{i,s,c} \times E_{s,c}}{PIB} \quad (1.6)$$

Où : i : la catégorie d'impact considérée

c : le compartiment de l'émission

s : une substance donnée

FN : le facteur de normalisation

FC : le facteur de caractérisation de cette substance pour la catégorie d'impact i

E : l'émission de la substance s dans pour la zone de référence considérée

P : la population de la zone de référence

PIB : le PIB de la zone de référence

Le Tableau 1.4 présente les facteurs de normalisation basés sur la production ayant déjà été développés dans la littérature.

Tableau 1.4: Facteurs de normalisation existants

Auteur	Zone géographique	Année de référence	Méthode EICV ou modèle	Nombre de catégories d'impact	Equation utilisée
Sleeswijk <i>et al.</i> (2008)	Europe 25+3	2000	ReCiPe	15	1.4
	Monde	2000	ReCiPe	15	1.4
Huijbregts <i>et al.</i> (2003)	Pays-Bas	1997/1998	Divers	13	1.4, 1.5 et 1.6
	Europe de l'ouest	1995	Divers	13	1.4, 1.5 et 1.6
	Monde	1990 et 1995	Divers	13	1.4, 1.5 et 1.6
Lundie <i>et al.</i> (2007)	Australie	2002/2003	USES LCA 2.0	5	1.4 et 1.5
Breedveld <i>et al.</i> (1999)	Pays-Bas (production)	1993/1994	CML	13	1.4
	Pays-Bas (consommation)	1993/1994	CML	13	1.4
	Europe de l'ouest	1990/1994	CML	13	1.4
Bare <i>et al.</i> (2006)	Etats-Unis	1999	TRACI	10	1.4 et 1.5
Tolle <i>et al.</i> (1997)	Etats-Unis	1990/1993	-	15	1.4
Stranddorf <i>et al.</i> (2005)	Danemark	1994	EDIP97 et EDIP 2003	11	1.5
	Europe 15	1994	EDIP2003	11	1.5
	Monde	1994	EDIP2003	11	1.5
Jolliet <i>et al.</i> (2003)	Europe de l'ouest	1995 et 2000	IMPACT 2002+	14 problèmes - 4 dommages	1.4 et 1.5

A titre d'exemple, le Tableau 1.5 présente les FN orientés dommage développés pour la méthode IMPACT 2002+. Ces FN correspondent à un impact total Européen, exprimé en équivalent par personne (équation 1.5).

Tableau 1.5: Facteurs de normalisation Européens niveau dommage - méthode IMPACT 2002+

Catégories de dommage	Facteurs de normalisation	Unité
Santé humaine	0.0077	DALY/pers·an
Qualité des écosystèmes	4650	PDF.m ² .an/pers·an
Changement climatique	9950	Kg-eq CO ₂ /pers·an
Ressources	152000	MJ/pers·an

2. L'échelle mondiale

Des FN à l'échelle mondiale sont disponibles dans la littérature (Huijbregts *et al.*, 2003a; Stranddorf *et al.*, 2005; Sleeswijk *et al.*, 2008). Un avantage évident à utiliser des FN mondiaux découle de la recommandation de Udo de Haes d'utiliser une référence qui soit adaptée géographiquement et temporellement au système étudié (Udo de Haes *et al.*, 2002). Des FN mondiaux permettent donc d'être consistant avec les frontières du système de produit, qui tendent souvent à être étendues au niveau mondial (Breedveld *et al.*, 1999; Guinée *et al.*, 2002; Huijbregts *et al.*, 2003a).

Un obstacle au développement de FN mondiaux concerne le choix de la méthode d'évaluation des impacts, c'est-à-dire des FC. Ces FC peuvent être développés à l'échelle mondiale pour les catégories d'impacts globaux (e.g. Réchauffement climatique (Ramaswamy *et al.*, 2001)). En ce qui concerne les catégories d'impact régionales ou locales, les FC utilisés sont souvent calculés pour une région particulière du monde (e.g. Acidification (Huijbregts *et al.*, 2000)). Des méthodes d'évaluation des impacts régionaux à l'échelle mondiale sont actuellement en cours de développement et n'ont pas encore été publiées. Il n'est donc pour l'instant pas possible de développer des FN qui calculeraient un impact au niveau mondial en intégrant toutes les spécificités régionales et locales.

Un autre problème concerne la disponibilité des données d'émission (E): il existe des inventaires mondiaux pour les substances générant des impacts globaux tels que les substances appauvrissant

la couche d'ozone (Ozone secretariat - UNEP, 2002) ou les gaz à effet de serre (GES) (unfccc, 2009), mais la collecte de données pour les autres substances telles que les substances toxiques ou acidifiantes est laissée à la discrétion des gouvernements.

Pour pallier à ce manque de données Huijbregts (2003) utilise des données extrapolées à partir des données des Pays-Bas, sur la base du PIB, de la population, ou de la population de bétail, dépendamment de la substance considérée. Sleeswijk et collaborateurs (2008) utilisent également l'extrapolation pour obtenir les données manquantes au niveau mondial. Leur approche s'appuie sur une analyse statistique. Ayant remarqué que la corrélation entre le PIB et les émissions de PM10 est plutôt faible, l'idée était alors de trouver de nouvelles corrélations au sein de trois groupes de pays, définis sur la base du revenu : élevé, moyen et faible. Cette approche a donné de meilleurs résultats, sans pour autant être pleinement satisfaisante ($r^2=0,544$).

Une autre option serait d'utiliser des FN mondiaux pour les catégories d'impact globaux (réchauffement climatique, destruction de la couche d'ozone), et des FN nationaux ou continentaux (e.g. Européens) pour les impacts régionaux (e.g. acidification, smog, eutrophisation) ou locaux (e.g. toxicité, écotoxicité) (Stranddorf *et al.*, 2005). Cependant, cette approche est remise en question par Udo de Haes et collaborateurs (2002) qui suggèrent d'utiliser une seule région de référence pour ne pas introduire un biais dû au fait que les émissions par personnes peuvent être plus ou moins élevées selon la région du monde (Udo de Haes *et al.*, 2002).

3. L'échelle nationale ou continentale

Une des raisons pour laquelle les FN sont souvent développés à l'échelle d'un pays ou d'un continent est que ces facteurs sont développés à l'aide d'une méthode EICV qui est régionalisée à l'échelle de ce même pays ou continent. Dans ce cas-ci, les FC sont fournis par la méthode EICV adaptée au contexte géographique considéré. Ainsi, des FN ont été développés à l'échelle de l'Europe pour les méthodes Européennes IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003), CML (Breedveld *et al.*, 1999), EDIP (Stranddorf *et al.*, 2005), ReCiPe (Sleeswijk *et al.*, 2008) ou Éco-indicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2001). Des FN pour les États-Unis ont également été développés pour la méthode américaine TRACI (Bare *et al.*, 2006).

Une autre raison en faveur d'une échelle nationale ou continentale – et qui constituait justement un obstacle au développement de FN mondiaux (voir section 1.2.2, 2. L'échelle mondiale), est l'accessibilité aux données d'émission (E) (Breedveld *et al.*, 1999). En effet, l'environnement ne constitue pas la même priorité pour tous les pays. Des programmes de surveillance de la pollution sont par exemple mis en place en Europe (UNEP, 2009), aux Etats-Unis (USEPA, 2009) ou au Canada (Environnement Canada, 2008a). Ces programmes fournissent une source de données fiables pour de nombreuses substances et groupes de substances (e.g. 650 pour le Toxic Release Inventory (TRI) aux Etats-Unis, 300 pour l'Inventaire National de Rejet des Polluants (INRP) au Canada). Néanmoins de tels inventaires ne sont pas disponibles pour tous les pays et des inventaires mondiaux n'existent que pour certains groupes de substances (voir section 1.2.2, 2. L'échelle mondiale).

Breedveld et collaborateurs (1999) comparent ainsi 3 niveaux de normalisation : national (Pays-Bas), continental (Europe de l'ouest), et mondial. Les deux niveaux retenus sont les Pays-Bas et l'Europe de l'ouest, justement à cause du manque de données au niveau mondial. Les données au niveau Européen ne sont pas toujours accessibles selon les substances pour tous les pays, mais peuvent néanmoins être extrapolés à partir des données pour les Pays-Bas, sur la base de la consommation énergétique, et en admettant que les conditions économiques, industrielles, etc... restent relativement similaires entre les pays d'Europe (Breedveld *et al.*, 1999).

Finalement, l'échelle nationale ou continentale constitue une référence qui est plus facilement utilisable par les décideurs politiques. En effet, elle est plus facilement corrélable aux politiques environnementales nationales, telles que des politiques visant à réduire certaines émissions (Breedveld *et al.*, 1999; Sleeswijk *et al.*, 2008).

4. Nécessité d'adapter les FN au contexte géographique – Variabilité spatiale

L'importance de tenir compte des spécificités régionales (et par conséquent nationales) lors de la normalisation est reconnue depuis un certain nombre d'années par les auteurs (e.g. (Tolle, 1997)). L'observation des FN existants conduit à l'observation de similitudes, mais aussi de différences. Le calcul des contributions des différentes substances aux impacts a montré que la plupart du temps, un nombre restreint de substances est responsable de la quasi-totalité des impacts

(Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Bare *et al.*, 2006; Sleeswijk *et al.*, 2008). Ainsi, Sleeswijk et collaborateurs (2008) réalisent le calcul pour 860 substances, mais constatent que seules 46 substances sont responsables de 75% des impacts pour toutes les catégories d'impact.

La comparaison des FN pour les Pays-Bas avec les FN de l'Europe de l'ouest montre que les principaux contributeurs sont presque toujours identiques entre les deux zones géographiques (Breedveld *et al.*, 1999). Néanmoins, les différences en terme de pourcentage de contribution sont parfois très significatives : Les oxydes d'azote (NOx) sont les principaux contributeurs à l'acidification aux Pays-Bas (42%), suivi de l'ammoniac (NH₃ ; 40%), et des oxydes de soufre (SOx ; 17%), alors qu'en Europe de l'ouest, les SOx sont les principaux contributeurs (49%) (Breedveld *et al.*, 1999).

Stranddorf et collaborateurs (2005) étudient l'influence du choix de l'échelle sur l'amplitude du score normalisé, dans le cas de l'ACV d'un réfrigérateur. Ils comparent ainsi des résultats normalisés sur une base Danoise, Européenne ou mondiale. Il apparaît que pour certaines catégories d'impact, l'amplitude du score normalisé est très dépendante de la référence, particulièrement pour l'acidification, l'eutrophisation, la toxicité et l'écotoxicité. Il apparaît donc qu'il est important d'utiliser des FN adaptés au contexte géographique.

1.2.3 FN basés sur la consommation – calcul à partir d'un bilan de consommation individuel

Traditionnellement, les FN sont calculés tel que présenté à la section 1.2.2, c'est-à-dire en considérant qu'un pays se définit par ses frontières géographiques. Néanmoins, une autre approche possible serait de définir les pays par la consommation de leurs habitants (1.2.1). Dans ce cas-ci, les FN représenteraient l'impact associé à la consommation. Cet impact peut être exprimé en équivalent par habitant, tout comme les FN basés sur la production (équation 1.5). Le calcul des FN basés sur la consommation peut donc être assimilé à un calcul des impacts associés à la consommation individuelle.

1. La consommation individuelle évaluée par la méthode ACV

L'impact de la consommation individuelle peut être évalué à partir d'un bilan de consommation individuelle de produits et de services. Dans ce cas-ci l'évaluation des impacts se fait distinctement pour chaque produit et service inventorié.

Un bilan de consommation du citoyen Suisse a été réalisé par l'Office Fédéral de l'Environnement (Känzig et Jolliet, 2006). Les activités de consommation ont été regroupées dans les cinq grands domaines suivants : alimentation, transport, logement, biens de consommation et services publics et assurances. Les données récoltées sont à la fois sous forme physique et sous forme monétaire. L'évaluation des impacts a été effectuée à l'aide de deux bases de données : une base de données des processus physiques : *Ecoinvent*, et une base de données économique Input Output (EIO) Suisse.

Une étude similaire a été réalisée pour évaluer les impacts de la consommation du citoyen belge (Jansen et Thollier, 2006). A ce jour, il n'existe pas de telle étude pour le Canada.

Dans un cas comme dans l'autre, l'objectif premier n'était pas de fournir des FN, mais plutôt d'offrir une vision globale des impacts engendrés par la consommation et d'en cibler les aspects les plus problématiques. Les conclusions sont ensuite utilisées pour définir des politiques environnementales. Néanmoins, ces résultats sont compatibles avec la normalisation, car ils permettent également de mettre les résultats d'une ACV dans un contexte : celui de la consommation.

2. L'approche hybride

Tel que mentionné à la section 1.1.3, il existe deux approches pour réaliser une ACV : l'approche basée sur les processus physiques (ACV-PRO) et l'approche économique input output (ACV-EIO). L'approche ACV-PRO se base sur la construction d'un arbre des processus. Cet arbre est étendu jusqu'à ce que la contribution des processus devienne négligeable. L'ACV-EIO est une approche de type « top down » mise au point à partir des travaux de Leontief (1936) qui considère que tous les secteurs de l'économie sont inter reliés. Lorsque 1\$ est dépensé dans un secteur économique donné, cela entraîne des changements dans tous les secteurs économiques reliés au premier. Cette approche fournit donc un aperçu général de toute l'économie d'un pays, et les relations entre les différents secteurs économiques peuvent être conciliées au sein d'une matrice $m \times m$ dans laquelle chaque colonne représente les flux monétaires sortants de chaque secteur industriel pour générer une production d'une unité

monétaire (e.g. une production de 1\$) dans un autre secteur (Leontief, 1936; Suh et Huppes, 2005).

En couplant cette matrice avec une matrice des émissions reliées à chaque secteur industriel, construite à partir des déclarations des industries, il est possible de connaître les émissions reliées à la dépense de 1\$ dans un secteur donné. A partir de là, il est donc possible de calculer les impacts associés aux différents secteurs industriels.

Les avantages et les inconvénients des approches ACV-PRO et ACV-EIO ont souvent été traités dans la littérature, et sont rapportés au Tableau 1.6. Il est souvent reproché à l'ACV-PRO de ne pas pouvoir tenir compte de tous les impacts directs et indirects associés au cycle de vie d'un produit du fait de l'impossibilité d'étendre l'arbre des processus au-delà d'un niveau raisonnable et du manque de données. Ces troncatures inévitables peuvent donc amener à sous-estimer les impacts de 50% (Lenzen, 2001). En revanche, L'ACV-PRO permet de comparer des produits ayant des fonctions très proches comme par exemple différents formes de résine PET, ou un verre en carton et un verre en polystyrène (Lave *et al.*, 1995), ce que ne permet pas de faire l'ACV-EIO dont les données sont agrégées par secteurs industriels. De plus, l'ACV-EIO ne prend pas en compte des phases d'utilisation et de fin de vie dans son inventaire (Lenzen, 2001; Bilec *et al.*, 2006; Junnila, 2006; Landis et Bilec, 2008).

Tableau 1.6: Avantages et Inconvénient des ACV-PRO et ACV-EIO

	ACV-PRO	Source	ACV-EIO	Source
Avantages	Analyse de processus spécifiques	(Lave <i>et al.</i> , 1995; Bilec <i>et al.</i> , 2006)	Frontières : l'économie entière ; pas de troncature	(Lenzen, 2001; Bilec <i>et al.</i> , 2006; Junnila, 2006; Landis et Bilec, 2008)
	Comparaison de produits semblables	(Lave <i>et al.</i> , 1995; Bilec <i>et al.</i> , 2006)	Disponibilité des données	(Bilec <i>et al.</i> , 2006)
	Identification des points d'amélioration	(Bilec <i>et al.</i> , 2006)	Reproductibilité des résultats	(Bilec <i>et al.</i> , 2006)
Inconvénients	Définition des frontières subjective	(Bilec <i>et al.</i> , 2006; Landis et Bilec, 2008)	Données agrégées ; difficulté d'identifier les produits spécifiques dans un secteur	(Lenzen, 2001; Bilec <i>et al.</i> , 2006; Junnila, 2006; Landis et Bilec, 2008)
	Troncatures importantes	(Lenzen, 2001; Bilec <i>et al.</i> , 2006; Junnila, 2006; Landis et Bilec, 2008)	Importations traitées comme des produits locaux	(Lenzen, 2001; Bilec <i>et al.</i> , 2006)
	Manque de données	(Bilec <i>et al.</i> , 2006)	Incertitude sur les déclarations des industries	(Lenzen, 2001; Junnila, 2006; Landis et Bilec, 2008)
	Temps et coûts élevés	(Bilec <i>et al.</i> , 2006; Junnila, 2006)	Fluctuations économiques	(Lenzen, 2001; Junnila, 2006)
	Inconsistances entre les différentes études	(Lave <i>et al.</i> , 1995; Junnila, 2006)	Bases de données disponibles pour peu de pays	(Bilec <i>et al.</i> , 2006)
			Développement rapide des industries, âge des données problématique	(Junnila, 2006)
			Phases d'utilisation et de fin de vie exclues	(Lenzen, 2001; Bilec <i>et al.</i> , 2006; Junnila, 2006; Landis et Bilec, 2008)

Des méthodologies hybrides proposent de combiner les avantages des deux approches. Il en existe plusieurs.

L'analyse hybride *à échelon* (tiered hybrid analysis) utilise l'ACV-PRO pour les phases d'utilisation et de fin de vie ainsi que pour plusieurs processus importants, et le reste des processus entrants est modélisé au moyen de l'ACV-EIO (Suh et Huppès, 2005). Lorsque cette approche est utilisée il est recommandé de ne pas utiliser les données agrégées de l'IO pour modéliser les principaux processus car cela peut conduire à l'introduction d'erreurs importantes. Un risque existe également de faire du double comptage.

Cette méthodologie présente l'avantage de ne pas utiliser de calcul matriciel (Suh et Huppès, 2005) et est donc facile à mettre en œuvre. L'analyse hybride à échelon a été utilisée par Engelenburg pour calculer la consommation d'énergie des maisons Hollandaises (Engelenburg *et al.*, 1994) : les matériaux, les déchets et l'énergie utilisée pendant le transport et l'utilisation du logement ont été modélisés par des processus physiques et les éléments restants, notamment les services, ont été modélisés au moyen des tables IO.

L'approche *augmentée basée sur les processus physiques* (augmented process based approach) proposée par Guggemos (Guggemos, 2003) se rapproche de l'analyse hybride *à échelon*. Elle utilise un arbre des processus, et les différents processus sont modélisés à l'aide des tables IO ou des bases de données sur les processus physiques selon la disponibilité.

Cette méthodologie a été choisie pour sa facilité de mise en œuvre pour réaliser une ACV hybride de l'étape de construction d'un édifice (Bilec *et al.*, 2006). Les différentes étapes du cycle ont été modélisées en tenant compte de l'importance de la phase d'utilisation (tableau 1.7).

Tableau 1.7: Choix concernant la modélisation des étapes de la construction d'un édifice

Etape	Modélisation
Transport	ACV-PRO
Construction (utilisation de diesel et combustion)	ACV-PRO
Construction (service)	ACV-EIO
Production, maintenance	ACV-EIO
Electricité	ACV-PRO
Consommation d'eau	Quantités

L'analyse hybride *basée sur l'IO* (IO based hybrid analysis) utilise principalement des données venant des tables IO. Les secteurs industriels sont désagrégés en utilisant des données sur les ventes, de manière à avoir des données qui correspondent mieux aux processus considérés (Suh et Huppes, 2005). Tous les processus, y compris les principaux, proviennent donc des tables IO. Cette approche repose partiellement sur l'analyse hybride *à échelon*, dans le sens où les phases d'utilisation et de fin de vie doivent être rajoutées « à la main ».

Enfin, la modélisation par l'analyse hybride *intégrée* (Integrated hybrid analysis) se fait en utilisant principalement les processus physiques. Les tables IO ne sont utilisées que pour compléter les troncatures imposées par la construction de l'arbre de processus (Suh et Huppes, 2005).

La mise en œuvre de ces deux dernières méthodologies est plus complexe et nécessite des outils mathématiques permettant de réaliser des inversions matricielles (Suh et Huppes, 2005).

En conclusion il est possible d'utiliser une approche hybride pour calculer les impacts associés à la consommation individuelle, comme dans le cas de l'étude de la consommation individuelle Suisse (Känzig et Joliet, 2006), dont l'approche s'apparente finalement à une approche *augmentée basée sur les processus physiques*. Les résultats obtenus sont utilisables comme FN.

1.3 La gestion de l'incertitude

La section suivante traite de la problématique de la gestion de l'incertitude. Après une introduction qui décrit le contexte et les concepts de manière générale, une emphase est mise sur la gestion de l'incertitude en ACV, puis plus particulièrement sur l'incertitude en normalisation. La connaissance de cette incertitude est très importante pour les praticiens de l'ACV qui ont à interpréter des résultats normalisés.

1.3.1 Les sources d'incertitude et les méthodes d'évaluation

Lorsqu'une étude est réalisée dans le domaine de l'environnement, il est souvent nécessaire de quantifier d'une part des émissions de substances dans l'environnement et d'autre part, leurs effets potentiels. Le manque récurrent de données et la nécessité de faire des hypothèses et d'utiliser des modèles amène à l'introduction d'incertitudes, parfois très importantes. Une analyse de cette incertitude peut s'avérer très utile. D'une part, elle permet de formuler des recommandations à propos des données les plus problématiques et de la nécessité d'acquérir de nouvelles données. D'autre part, son évaluation peut jouer un rôle très important lorsqu'il s'agit de prise de décision concernant un impact ou un risque (Hoffman et Hammonds, 1992) : au moment de l'interprétation des résultats, la prise en compte de l'incertitude permet de raffiner ou de nuancer les conclusions. L'Agence pour la Protection de l'Environnement aux Etats-Unis (USEPA) recommande de joindre une évaluation de l'incertitude, au mieux quantitative, sinon qualitative, aux résultats d'une analyse de risque (US Environmental Protection Agency, 1989). Cette recommandation peut néanmoins être appliquée à tout autre type d'analyse environnementale. Une approche d'évaluation de l'incertitude générale a été proposée par l'Agence Internationale d'Energie Atomique (IAEA) afin de calculer l'incertitude des paramètres (International Atomic Energy Agency (IAEA), 1989):

- Lister les paramètres incertains
- Accorder des intervalles de valeur raisonnables aux paramètres inconnus
- Donner une distribution de probabilité aux paramètres incertains

- Utiliser des méthodes analytiques ou numériques pour générer une distribution de probabilité sur les résultats
- En déduire des intervalles de confiance sur les résultats
- Identifier les paramètres d'entrée qui contribuent le plus à l'incertitude sur les résultats
- Présenter et interpréter les résultats de l'analyse.

L'incertitude sur le résultat obtenu au moyen d'une équation ou d'un modèle peut donc être calculée en utilisant au choix une méthode analytique ou une méthode numérique, du type simulation Monte Carlo (Hoffman et Hammonds, 1992). Les méthodes analytiques de propagation de l'incertitude sont décrites en détail par Lindberg (Lindberg, 2000). Bien que l'intérêt se tourne peu à peu vers des méthodes telles que le développement en séries de Taylor (Morgan et Henrion, 1990), les simulations de Monte Carlo restent largement employées lors des calculs d'incertitude.

1.3.2 La gestion de l'incertitude en ACV

L'importance d'évaluer l'incertitude commence à être reconnue dans la communauté ACV. Des méthodologies commencent à être proposées pour classifier les différents types d'incertitudes et trouver un moyen de les calculer.

Huijbregts (1998a) propose de traiter l'incertitude en s'intéressant non seulement à la qualité des données, mais aussi à leur variabilité et à toute autre forme d'incertitude susceptible d'affecter les résultats d'une ACV. Il définit donc cinq types de critères à évaluer. L'« incertitude des paramètres » décrit la précision, la complétude et l'adéquation de la donnée. La catégorie « incertitude due aux choix » s'intéresse aux conséquences des choix que va être amené à faire le praticien de l'ACV sur les résultats. Des catégories « variabilité temporelle » et « variabilité spatiale » viennent également se rajouter, dans le sens où une donnée peut être de bonne qualité, mais être amenée à varier dans le temps ou l'espace. Enfin, l'« incertitude du modèle » évalue la capacité du modèle à représenter la réalité.

Incertaince des paramètres : Le manque d'information détaillée est souvent déploré en ACV, par exemple en ce qui concerne l'incertitude liée aux données d'inventaire. L'expérience

scientifique permet néanmoins de déterminer dans quelles gammes les différentes valeurs d'inventaires sont susceptibles de se trouver. Par exemple, les métaux, dont les émissions sont souvent reportées de manière agrégées sous la forme d'un « métal et ses composés » sont empreints d'une grande incertitude : un facteur 71 peut exister entre la valeur d'inventaire fournie et la valeur « réelle » (Finnveden et Lindfors, 1998).

Il est possible d'utiliser 5 indicateurs nécessaires et suffisants pour décrire la qualité des données : 1) la fiabilité des données, qui caractérise la source et les moyens mis en place pour l'obtention de ces données 2) la complétude, qui caractérise la représentativité et l'exhaustivité de la donnée 3) la corrélation temporelle 4) la corrélation géographique 5) la corrélation technologique. Ces trois derniers indicateurs dépendent du contexte de l'étude et évaluent si la donnée est représentative ou non du cas à l'étude (Weidema et Wesnæs, 1996) Des scores allant de 1 à 5 peuvent être attribués à chaque données pour chacun des cinq critères, sous la forme d'un vecteur (a ; b ; c ; d ; e), 1 étant synonyme de bonne qualité et 5 étant synonyme de qualité médiocre. Une matrice *Pedigree* résume les conditions dans lesquelles les scores de 1 à 5 doivent être attribués aux données, pour chacun des cinq indicateurs. Cette approche semi-quantitative permet de définir une distribution log-normale pour chacun des paramètres d'entrée au moyen d'un écart type géométrique (SD_g) tel que présenté dans l'équation 1.7 (Frischknecht *et al.*, 2005).

$$SD_{g95} = \sigma_g^2 = \exp(([\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_6)]^2 + [\ln(U_b)]^2)^{1/2}) \quad (1.7)$$

Où: U1=Facteur d'incertitude de fiabilité

U2=Facteur d'incertitude de complétude

U3=Facteur d'incertitude de corrélation temporelle

U4=Facteur d'incertitude de corrélation géographique

U5= Facteur d'incertitude de corrélation technologique

U6= Facteur d'incertitude de taille d'échantillon

Ub=Facteur d'incertitude de base

Les valeurs prises par les facteurs d'incertitude dépendent des scores de 1 à 5 attribués précédemment et sont disponibles dans des tables. Par exemple, un score de 3 attribué à une donnée pour caractériser sa fiabilité (i.e. la donnée est basée en partie sur des estimations et ne provient pas de publication) correspond à un facteur d'incertitude de fiabilité de 1,10.

A défaut d'avoir un meilleur moyen d'estimer l'incertitude des paramètres, les auteurs utilisent de telles approches semi quantitatives et/ou utilisant des facteurs d'incertitude conservateurs basés sur l'expérience pour évaluer l'incertitude sur leurs résultats d'ACV (Huijbregts *et al.*, 2003b; Geisler *et al.*, 2005). Ainsi, la matrice *Pedigree* est employée pour l'évaluation de l'incertitude dans les bases de données Ecoinvent (Frischknecht *et al.*, 2007).

Un moyen de simplifier l'analyse d'incertitude est d'identifier des paramètres clés parmi les paramètres d'entrée. Un paramètre empreint d'une grande incertitude peut être un paramètre clé car son incertitude va contribuer de manière importante à l'incertitude totale sur les résultats. De la même manière, un paramètre d'entrée qui contribue dans une grande proportion au résultat final peut être un paramètre clé dans la mesure où une variation de ce paramètre va entraîner une variation du même ordre de grandeur sur les résultats. Enfin, la plus grande attention doit donc être accordée aux paramètres contribuant dans une grande proportion à l'incertitude et au résultat (Figure 1.6) (Burmaster et Anderson, 1994; Heijungs, 1996; Huijbregts, 1998b; Huijbregts *et al.*, 2003b).

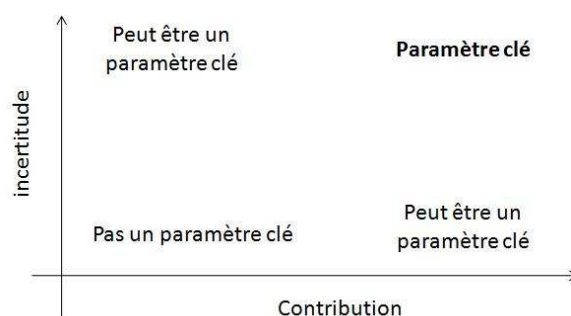


Figure 1.6 : Identification des paramètres clés dans l'évaluation de l'incertitude selon Heijungs et collaborateurs (1996)

Une fois les paramètres clés identifiés, il est possible de leur associer une distribution, en utilisant les méthodes vues précédemment ou toutes autres données ou outils à disposition. L'incertitude

consécutives sur les résultats peut ensuite être évaluée au moyen de simulations de Monte Carlo (Huijbregts, 1998a; Huijbregts, 1998b; Huijbregts *et al.*, 2001). Burmaster et Anderson (1994) proposent quatorze principes de bonne pratique pour l'utilisation des simulations de Monte Carlo dans le cadre d'une analyse de risque. Ils recommandent par exemple d'utiliser au moins 10 000 itérations et d'utiliser la méthode Latin Hypercube Sampling (LHS). Le logiciel Crystal Ball ® (Oracle, 1996) peut être utilisé pour réaliser les simulations de Monte Carlo (Huijbregts, 1998a).

Incertitude due aux choix : La question de l'incertitude due aux choix est abordée de manière qualitative dans la méthodologie Ecoindicateur 99 (Goedkoop et Spriensma, 2001). Dans le cadre du développement d'une méthode d'évaluation des impacts telle que Ecoindicateur 99, les choix portent sur des aspects tels que : qu'est-ce qui doit être inclus dans le modèle ? Quel est l'horizon de temps à considérer ? Quel est le niveau de certitude nécessaire pour valider une théorie ou hypothèse ? Néanmoins, ces questions peuvent être étendues à tout nouveau développement nécessitant des choix. L'idée est que les choix sont guidés par la perception qu'ont les praticiens du monde qui les entoure. Cinq archétypes peuvent alors être définis : les individualistes, les égalitaires, les hiérarchiques, les fatalistes et les autonomes (Hofstetter, 1998). Ainsi, si les individualistes ont tendance à ne croire que ce qui relève de l'expérience scientifique et à considérer un horizon de temps court (une génération), les égalitaires préfèrent laisser la place au débat et voient les choses sur le long terme. Ainsi, l'incertitude due aux choix est reliée à l'adoption d'une vision plutôt qu'une autre.

Dans le cadre de la réalisation d'une ACV, les choix portent sur des questions concrètes telles que « quels sont les critères d'allocation à utiliser ? » ou « comment gérer la disposition des déchets dans le cas de produits ayant une durée de vie très étendue ? » (Huijbregts *et al.*, 2003b). L'incertitude due aux choix devrait donc être estimée au moyen d'une analyse de scénarios (Huijbregts, 1998a). Toutes les combinaisons de scénarios ne peuvent pas être testées. L'approche à adopter est donc la suivante : 1) identifier les différentes options possibles chaque fois qu'un choix est nécessaire, 2) identifier dans chaque cas les deux options « extrêmes » 3) Réaliser l'analyse de scénario en calculant deux cas extrêmes, basés sur les combinaisons respectives des options « extrêmes » identifiées précédemment (Heijungs, 1996; Huijbregts, 1998b).

Incertitude du modèle : L'incertitude du modèle intervient dès lors que des valeurs sont obtenues à partir d'une modélisation, par opposition à une mesure directe. Par exemple, dans le cas de la modélisation environnementale des impacts, cette incertitude peut se traduire par une incertitude sur les facteurs de caractérisation. Comme précisé à la section 1.1.4 plus les impacts sont modélisés à un niveau avancé dans la chaîne de cause à effet, plus il est facile d'interpréter les résultats, mais plus l'incertitude est grande (Figure 1.7) (Hauschild, 2005).

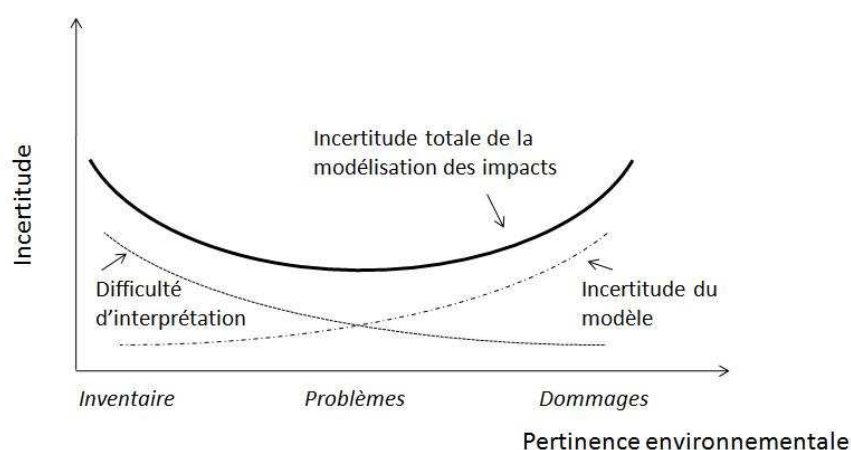


Figure 1.7 : Évolution de l'incertitude et de la pertinence environnementale dans la chaîne de cause à effet

Dans la plupart des méthodes EICV, l'incertitude liée aux facteurs de caractérisation n'est pas disponible. Quelques travaux ont néanmoins été conduits dans ce domaine.

Le modèle IMPACT 2002 (Pennington *et al.*, 2005) de toxicité et écotoxicité inclut une estimation de l'incertitude (Rosenbaum *et al.*, 2004) mais cette information n'a pas été incluse dans la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003). Dans IMPACT 2002, l'incertitude sur le facteur de caractérisation (FC) a été calculée à partir de l'incertitude sur les 2 paramètres d'entrée qui le compose : la fraction ingérée (*if*) et le facteur d'effet (*ef*). La combinaison des deux types d'incertitude passe par l'utilisation de l'écart-type géométrique (SD_g) (équation 1.8)

$$SD_g^2(FN) = SD_g^2(if) + SD_g^2(ef) \quad (1.8)$$

Les écart-types géométriques de *if* et *ef* sont issus du jugement des experts (Hofstetter, 1998) et leur valeur est déterminé en fonction du niveau d'incertitude qui leur est associé : élevé, moyen ou faible.

Une évaluation de l'incertitude a également été réalisée pour la méthode CML (Guinée *et al.*, 2002). Ce calcul prend en compte l'incertitude due au manque de données régionalisées et ainsi que l'incertitude reliée à l'utilisation d'un facteur de caractérisation pour les « métaux » et les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) (Huijbregts *et al.*, 2003b). Pour ce faire, les facteurs de caractérisation de 19 métaux d'une part, et de 114 COVNM ont été rassemblés. L'utilisation d'une procédure d'inférence statistique (*Bootstrap*) aux « échantillons » de facteurs de caractérisation spécifiques réunis précédemment a permis d'obtenir des données statistiques concernant les facteurs de caractérisation génériques (e.g. facteur de caractérisation « métaux »). Dans ce cas-ci, l'intérêt s'est tourné vers l'obtention de facteurs de dispersion³. Ces facteurs de dispersion peuvent être utilisés dans les études ACV pour inclure l'incertitude du modèle à l'évaluation d'incertitude sur les résultats (Geisler *et al.*, 2005) : une distribution log-normale définie à partir des facteurs de dispersion disponibles pour la méthode CML peut être appliquée aux facteurs de caractérisation. En combinant cette incertitude à l'incertitude des paramètres au moyen d'une simulation de Monte-Carlo, il est possible d'obtenir l'incertitude sur les résultats.

Une des conclusions qui peut être attendue est que l'incertitude dépend de la catégorie d'impact considérée (Geisler *et al.*, 2005). Des catégories d'impact telles que le réchauffement climatique ou l'acidification qui ne considèrent que peu de substances et utilisent une modélisation relativement simple auront une incertitude faible. A l'inverse, des catégories d'impact telles que la toxicité font intervenir un grand nombre de substances dont les voies d'impact sont tout aussi variés. Ces catégories là auront une incertitude inhérente beaucoup plus élevée. Cette incertitude peut aller de 1,5 à 3 ordres de grandeur (Rosenbaum *et al.*, 2008). Dans le cas spécifique des

³ Les facteurs de dispersion génériques k sont utilisés pour paramétrer la dispersion des distributions log normales et se calculent de la façon suivante $k = X_i(0,975)/mediane_i$ où i est la donnée incertaine et X est le 97,5ème percentile de i (Geisler *et al.*, 2005).

métaux, la difficulté provient essentiellement de la difficulté à modéliser leur devenir (Heijungs *et al.*, 2004).

1.3.3 L'évaluation de l'incertitude en normalisation.

Un des points soulevés pour critiquer la normalisation est qu'elle est utilisée « pour détecter des manques et des incohérences, mais de nouvelles incohérences peuvent être introduites par la normalisation elle-même » (Heijungs *et al.*, 2007). Quatre scénarios peuvent être identifiés, pour lesquels les scores normalisés calculés sont trop faibles ou trop élevés : 1) Il manque un flux élémentaire dans le calcul de la référence 2) il manque un flux élémentaire dans l'inventaire de cycle de vie du système de produit 3) il manque un facteur de caractérisation pour une substance 4) Plusieurs de ces manques se produisent en même temps. (Heijungs *et al.*, 2007)

D'une manière plus générale, il est important, lorsque le calcul est réalisé, de savoir où sont les manques et les biais éventuels et quels sont les paramètres problématiques du fait de leur incertitude ou de leur variabilité. La connaissance de l'amplitude de l'incertitude peut s'avérer très importante pour les praticiens de l'ACV, pour raffiner ou nuancer les conclusions d'une étude. Si cette incertitude est très importante, les conclusions peuvent même s'inverser. Jusqu'à présent, les sources d'incertitudes lors du calcul des FN ont souvent été discutées de manière qualitative, mais une quantification n'a pas encore été réalisée. Ainsi, des termes tels que « faible », « modérée » et « considérable » sont parfois utilisés pour évaluer l'incertitude liée aux émissions ou aux FN (Breedveld *et al.*, 1999; Sleeswijk *et al.*, 2008). Un aperçu des incertitudes les plus fréquemment discutées est donné dans les paragraphes suivants.

Incertaince liée aux émissions, E: Le manque de données pour le calcul des FN est un problème souvent déploré. Certaines catégories de substances telles que les métaux (Huijbregts *et al.*, 2003a; Lundie *et al.*, 2007; Sleeswijk *et al.*, 2008), les pesticides (Huijbregts *et al.*, 2003a; Lundie *et al.*, 2007; Sleeswijk *et al.*, 2008), les substances contribuant à la formation de smog (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a), à la destruction de la couche d'ozone (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008) et aux effets respiratoires (e.g. les PM10) (Sleeswijk *et al.*, 2008) et les radiations ionisantes (Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008) sont particulièrement affectées. A titre d'exemple, l'inventaire Australien

reporte les émissions de seulement 13 types de pesticides, alors que le pays en importe ou en fabrique plus de 250 sortes (Lundie *et al.*, 2007). L'inventaire Hollandais fournit des valeurs d'émissions dans l'environnement marin pour seulement cinq métaux (Huijbregts *et al.*, 2003a).

Les conséquences que peut entraîner le manque d'une substance dans le calcul du FN sont décrites par Heijungs et collaborateurs (2007). Rappelons que le score normalisé se calcule selon l'équation 1.9.

$$N_i = \frac{SI_i}{FN_i} = \frac{\sum FC_s \times FE_s}{\sum FC_s \times E_s} = \frac{\sum FC_{s1} \times FE_{s1} + FC_{s2} \times FE_{s2} \dots FC_{sn} \times FE_{sn}}{\sum FC_{s1} \times E_{s1} + FC_{s2} \times E_{s2} \dots FC_{sn} \times E_{sn}} \quad (1.9)$$

S'il manque une valeur d'émission E_{si} au dénominateur, alors le score normalisé sera trop élevé.

L'extrapolation peut être utilisée pour combler les manques, mais l'utilisation de cette méthode entraîne l'apparition de nouvelles incertitudes. Le fait d'utiliser les données d'émissions sur un territoire donné pour un autre territoire efface les spécificités régionales (technologies différentes, modes de production d'électricité différents...) (Huijbregts *et al.*, 2003a). Cette source d'incertitude correspond au critère « corrélation géographique » défini par Weidema et Wesnæs (1996). Les catégories d'impact particulièrement touchées par le problème de la non-représentativité géographique des données sont les catégories d'impact régionales ou locales telles qu'eutrophisation, radiation et toxicité (Huijbregts *et al.*, 2003a). L'incertitude est d'autant plus grande que souvent, un faible nombre de substances est responsable de la majorité des impacts. Une variation ou incertitude liée aux émissions de ces substances peut donc entraîner un changement important sur le FN. Un exemple de cela concerne les émissions d'azote et de phosphore extrapolées pour l'Europe et le monde sur la base de la population humaine et animale. L'incertitude importante liée à l'estimation de ces émissions entraîne donc une incertitude importante sur le FN pour l'eutrophisation (Huijbregts *et al.*, 2003a).

Une autre source d'incertitude liée aux données d'inventaire provient du fait que les émissions de certaines substances ne sont disponibles que sous formes agrégées (e.g. « pesticides », « COV », « cuivre et composés »). Cela peut poser problème au moment de la caractérisation car, par exemple, pour les substances contribuant au smog ou les pesticides, pour les potentiels de création d'ozone photochimique ou les potentiels toxiques varient entre 3 et 8 ordres de grandeur (Huijbregts *et al.*, 2003a). Il en est de même pour les métaux : Bare *et al.* (2006) utilisent le FC le

plus élevé parmi les FC possibles pour évaluer l'impact d'une « substance et ses composés ». Néanmoins, cette approche peut conduire à une surestimation du FN.

Enfin, les émissions fournies par les inventaires sont également empreintes d'une incertitude directement reliée aux méthodes de quantification ou d'échantillonnage. Ainsi, l'institut Hollandais pour la gestion des eaux intérieures et le traitement des eaux usées (RIZA) utilise un modèle appelé PESCO qui permet de connaître les quantités de pesticides réellement libérées dans l'environnement à partir des quantités de pesticides initialement appliquées en agriculture (Breedveld *et al.*, 1999). L'utilisation d'un tel modèle introduit de nouvelles incertitudes sur les émissions de pesticides fournies par les inventaires hollandais (Emissieregistratie).

Variabilité temporelle : Sleeswijk *et al.* (2008) constatent que les FN calculés pour l'année 2000 peuvent parfois être très différents de ceux calculés en 1995, particulièrement pour les catégories d'impact destruction de la couche d'ozone (1 ordre de grandeur), radiations ionisantes (7 ordres de grandeur) et toxicité (1 à 2 ordres de grandeur) (Sleeswijk *et al.*, 2008). Il existe donc une variabilité temporelle des émissions qui entraîne une variabilité temporelle des facteurs de normalisation. Bien que cette variabilité ait été constatée, elle n'a jamais été quantifiée sous la forme d'une incertitude.

Variabilité spatiale : La variabilité spatiale concerne à la fois les émissions et les modèles de caractérisation. Elle peut être évaluée en comparant des FN pour différentes zones géographiques. Un résultat couramment retrouvé est que quelle que soit l'échelle considérée, un nombre limité de substances est responsable de la majeure partie des impacts (Huijbregts *et al.*, 2003a; Stranddorf *et al.*, 2005; Sleeswijk *et al.*, 2008). Néanmoins, en observant les contributions relatives de ces substances, il est possible de voir que les résultats varient d'une zone à l'autre, du fait des spécificités de chacune des zones. Par exemple, la contribution des oxydes d'azote (NO_x) au problème de l'acidification est beaucoup plus importante aux Pays-Bas (54%) qu'en Europe de l'ouest (27%) (Breedveld *et al.*, 1999).

En ce qui concerne les modèles de caractérisation, et par conséquent, le choix de la méthode pour l'évaluation des impacts, la variabilité spatiale reliée à la notion de régionalisation (voir section 1.1.4). Une incertitude peut donc être introduite dans le calcul des FN du fait de la non-représentativité régionale du modèle de caractérisation. Cela se produit par exemple lorsque des FC européens sont utilisés pour calculer des FN à l'échelle globale (Huijbregts *et al.*, 2003a).

Incertitude du modèle, FC : Les sources et les méthodes d'évaluation de l'incertitude reliée aux FC en normalisation sont les mêmes que celles décrites à la section 1.3.2. Une attention particulière peut néanmoins être attribuée aux conséquences d'un manque de FC tel que décrit par Heijungs *et al.* (2007). L'observation de l'équation 1.9 permet de constater que l'absence d'un FC peut conduire à une surestimation ou à une sous-estimation du score normalisé.

Incertitude due aux choix : L'incertitude due aux choix n'est pas couramment évaluée en tant que telle lors du calcul des FN. La discussion des choix est plutôt incluse dans les autres catégories d'incertitude énoncées précédemment (e.g. conséquences résultant du choix de l'échelle : Danemark, Europe-15 ou monde (Stranddorf *et al.*, 2005)).

En ce qui concerne l'évaluation de l'incertitude en normalisation, la conclusion est la suivante: si les différentes sources d'incertitude sont abordées de manière qualitative dans la littérature, il n'en reste pas moins que les auteurs recommandent que les travaux futurs incluent une quantification des ces incertitudes (Breedveld *et al.*, 1999; Sleeswijk *et al.*, 2008).

CHAPITRE 2 PROBLÉMATIQUE, HYPOTHÈSES ET OJECTIFS

2.1 Problématique

La normalisation externe permet de placer les résultats d'une ACV dans un contexte de référence plus large, par exemple un contexte géographique, afin d'évaluer la contribution du produit ou service étudié aux impacts totaux de la référence choisie (Norris, 2001).

Jusqu'à maintenant, des FN ont été développés à une échelle nationale (e.g. États-Unis, Bare *et al.* (2006)), continentale (e.g. Europe, Jolliet *et al.* (2003)) et mondiale. Bien que des FN à l'échelle mondiale s'avèrent plus adaptés à un contexte de mondialisation, le manque de données est problématique (Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008) et l'échelle nationale ou continentale semble donc un bon compromis. Malgré l'intérêt démontré par le Canada pour réduire ses impacts environnementaux, il n'existe pas de FN adaptés au contexte Canadien. La combinaison de FN Canadiens avec les FN existants pour les États-Unis devrait également permettre d'obtenir de FN Nord Américains, qui sont un pas supplémentaire vers l'obtention de FN mondiaux.

Les données utilisées pour le calcul des FN peuvent être incomplètes ou être amenées à varier dans le temps (Sleeswijk *et al.*, 2008). Il existe donc une incertitude reliée au calcul. La connaissance de l'amplitude de cette incertitude peut être très utile aux praticiens de l'ACV, au moment de l'interprétation des résultats. Bien que souvent discutée de manière qualitative, l'incertitude reliée aux FN n'a jamais été calculée. Un effort doit donc être fourni dans ce sens.

Un problème inhérent à échelle nationale, et qui tend à s'amoinrir lorsque l'échelle s'élargit, est la différence existant entre les frontières géographiques et les activités de consommation de la population (Wilting et Ros, 2009). La différence est d'autant plus grande que les activités d'importations et d'exportations du pays sont importantes. En dépit de la vision plus « éthique » offerte par l'approche basée sur la consommation, seule l'approche basée sur la production, c'est-à-dire les frontières géographiques, est traditionnellement utilisée pour le calcul des FN. Tant que les FN sont calculés à l'échelle nationale, il peut donc être intéressant d'évaluer les différences engendrées par l'utilisation de l'une ou l'autre des deux approches.

Le travail suivant d'intéresse donc au développement de FN Canadiens, en utilisant à la fois une approche basée sur la production et une approche basée sur la consommation.

2.2 Hypothèses de recherche

- Les activités économiques et industrielles diffèrent d'un pays (ou continent) à l'autre ce qui conduit à des différences au niveau de leurs impacts environnementaux 1) en termes d'amplitude ainsi que 2) au niveau des principaux polluants. Il est donc nécessaire de calculer des FN adaptés au contexte géographique Canadien
- Il existe une différence entre les activités de production et de consommation d'un pays. Cette différence peut être mise évidence en évaluant les impacts engendrés d'une part par les activités de production du pays et d'autre part par la consommation de ses habitants.

2.3 Objectifs

L'objectif principal de ce projet est de développer des valeurs de référence utilisables dans le cadre de la normalisation et qui prennent en compte les spécificités du contexte Canadiens. Par conséquent les sous-objectifs sont les suivants :

- Calculer des facteurs de normalisation Canadiens en utilisant les frontières géographiques c'est-à-dire en considérant les activités de production.
- Comparer les résultats obtenus avec les facteurs de normalisation Européens et US
- Evaluer l'incertitude relative aux facteurs de normalisation Canadiens
- Calculer des facteurs de normalisation Canadiens en utilisant une approche basée sur la consommation et comparer les approches production et consommation.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre décrit la méthodologie utilisée pour le calcul des FN Canadiens, c'est-à-dire des FN basés sur la production (FN-P) et des FN basés sur la consommation (FN-C). La méthodologie employée pour le calcul des FN-P, la comparaison avec les FN Européens et US et l'évaluation de l'incertitude est présentée en détail au chapitre 4 (article scientifique), et seule une version sommaire est présentée ici. Les résultats associés sont présentés de manière intégrale au chapitre 4. La méthodologie relative au calcul des FN-C est présentée en détail à la section 3.2. Les résultats se retrouvent au chapitre 5 : résultats complémentaires.

3.1 Calcul des FN-P pour le Canada.

Le calcul de FN Canadiens à partir d'une approche basée sur la production permet de réaliser une comparaison avec les FN existants pour l'Europe et les États-Unis et par conséquent de mettre en évidence les spécificités du contexte canadien (premier objectif).

- Les FN-P Canadiens peuvent être calculés de la façon suivante : la première étape est la réalisation d'un inventaire d'émission de polluants et d'extraction des ressources au Canada pour l'année 2005. Les données proviennent des inventaires nationaux (e.g. INRP) ainsi que de rapports officiels. L'évaluation des impacts associés se fait ensuite en utilisant les méthodes EICV suivantes : IMPACT 2002+, TRACI et LUCAS.
- Les spécificités du contexte Canadien peuvent être mises en évidence en comparant les résultats précédents avec les FN Européens (Jolliet *et al.*, 2003) et US (Bare *et al.*, 2006). Plus particulièrement il s'agit d'identifier les principaux contributeurs au Canada, en Europe et aux US, et de réaliser la comparaison sur la base de l'amplitude des FN, de la nature des principaux contributeurs et de l'importance de leur contribution à l'impact.
- Outre la variabilité spatiale, les incertitudes relatives aux FN-P ont été classées en quatre catégories. L'incertitude des paramètres a été évaluée au moyen d'une méthode semi-quantitative basée sur l'utilisation de la matrice *Pedigree* (Weidema et Wesnæs, 1996). La variabilité temporelle représente l'erreur relative au choix de l'année 2005 comme référence. L'incertitude due aux choix a été calculée au moyen d'une analyse de scénarios. Finalement l'incertitude du modèle a pu être discutée en comparant les résultats obtenus (amplitude et principaux contributeurs) pour les trois méthodes EICV.

3.2 Calcul des FN-C pour le Canada et comparaison des approches production et consommation

Dans cette partie, les FN-C Canadiens sont calculés par une approche ascendante ou « bottom-up », centrée sur la consommation individuelle d'un citoyen Canadien moyen. Il s'agit ici de :

- Calculer les FN-C en utilisant successivement l'ACV-PRO, l'ACV-EIO ainsi qu'une méthodologie hybride
- Comparer les résultats obtenus pour les FN-P et FN-C et discuter des différences entre les approches utilisées. Cette comparaison permettra de mettre en évidence les différences entre les activités de production et de consommation au Canada (deuxième objectif).

3.2.1 Calcul des FN-C à partir de la consommation individuelle Canadienne

1. Définition des objectifs et du champ de l'étude :

Il s'agit de réaliser un bilan de la consommation individuelle Canadienne, c'est-à-dire de calculer les impacts associés à l'unité fonctionnelle suivante :

« La quantité de produits et de services nécessaires à satisfaire la demande d'un citoyen Canadien pendant 1 an ».

Cette unité fonctionnelle permet de calculer des impacts en équivalent par personne et par année et par conséquent comparables en terme d'unités aux FN-P.

L'année de référence pour cette étude est l'année 2005 pour être consistante avec le calcul des FN-P. Si les données ne sont pas disponibles pour 2005, les données utilisées seront les plus récentes possibles (e.g. année 2002 pour les données relatives à l'alimentation). Les frontières du système sont définies comme ce qui est consommé par les citoyens Canadiens, c'est-à-dire que cela inclut les produits fabriqués à l'étranger mais consommés par les Canadiens, et exclut ce qui est produit au Canada mais consommée à l'étranger.

L'approche utilisée pour évaluer les impacts de la consommation individuelle est l'approche cycle de vie, c'est-à-dire que les émissions et consommations de ressources reliées à la consommation de chaque produit ou service seront inventoriées sur l'ensemble du cycle de vie de ces produits et services. L'évaluation des impacts prendra en compte un maximum d'impacts environnementaux, notamment sur la santé humaine, la qualité des écosystèmes, les changements climatiques et l'épuisement des ressources.

2. Collecte des données d'inventaire

Les activités de consommation peuvent être classées dans les 5 grands domaines suivants : alimentation, transport, logement, biens de consommation et services publics. Dans le cas où les données sont disponibles par ménage, il sera considéré qu'un ménage Canadien compte en moyenne 2,5 personnes (Statistique Canada, 2007). Lorsque les données sont fournies pour l'ensemble de la population Canadienne, les données individuelles seront calculées en utilisant la population Canadienne en 2005, soit 32 270 500 habitants.

Données primaires : Les données peuvent être collectées à partir des rapports officiels du gouvernement Canadien (Tableau 3.1). Elles peuvent être de type physiques (kg, km, MJ) ou de type monétaire (\$CAN).

Alimentation : Ce domaine inventorie les émissions reliées au cycle de vie des aliments consommés par les Canadiens. Les aliments comptabilisés sont les aliments achetés par les ménages Canadiens, et non pas les aliments réellement ingérés. Il s'agit tout autant des aliments achetés en magasin que des aliments consommés au restaurant. Néanmoins, les impacts reliés à l'infrastructure des restaurants sont comptabilisés dans les « biens de consommation ». Les données sont en kg/ménage/année ou en \$CAN/ménage/année. S'agissant d'une consommation moyenne, aucune distinction n'a été faite par tranche d'âge. Les quantités achetées sont fournies à l'Annexe 2. Ce domaine inclut également le transport relié à l'importation de produits alimentaires, qui s'exprime en tonne-kilomètres⁴ (tkm). Les distances parcourues ainsi que les modes de transport utilisés sont fournis à l'Annexe 2.

⁴ Une tonne kilomètre (tkm) correspond au transport d'une tonne sur un kilomètre.

Tableau 3.1: Sources de données de consommation individuelle Canadienne

	Sources de données physiques	Sources de données monétaires
Alimentation	(Statistique Canada, 2002)	(Statistique Canada, 2001)
<i>Importations des aliments</i>	(Agriculture et agroalimentaire Canada, 2009)	
Transport individuel	(Ressources naturelles Canada, 2007; Département des Transports des États-Unis <i>et al.</i> , 2009; Office de l'efficacité énergétique, 2009b; Transports Canada, 2009)	(Statistique Canada, 2006b; Statistique Canada, 2010a)
Logement	(Brière, 1994; Office de l'efficacité énergétique, 2009c)	(Office de l'efficacité énergétique, 2009d; Office de l'efficacité énergétique, 2009c)
Biens de consommations	(Office de l'efficacité énergétique, 2009a)	(Statistique Canada, 2006b; Office de l'efficacité énergétique, 2009a)
<i>Importations autres qu'alimentaires</i>	(Département des Transports des États-Unis <i>et al.</i> , 2009; Office de l'efficacité énergétique, 2009b)	
Services publics	(Office de l'efficacité énergétique, 2009a)	(Office de l'efficacité énergétique, 2009a)

Transport : Ce domaine englobe l'ensemble des déplacements privés c'est-à-dire l'utilisation d'un véhicule individuel (voiture, moto) et des transports en communs (autobus intra-urbain et interurbain, train et avion). Les données sont disponibles sous forme physiques et monétaires. Les données physiques sont parfois exprimées en véhicules-kilomètres (vkm), c'est-à-dire en distance moyenne annuelle parcourue par un type de véhicule. Il est possible de les convertir en personne-kilomètre (pkm) en utilisant les taux moyen d'occupation des véhicules τ , exprimé en personne/véhicule (eq.3-1) fournis à l'Annexe 2.

$$pkm = \frac{vkm}{\tau} \quad (3.1)$$

Les distances parcourues par mode de transport sont fournies en à l'Annexe 2.

Logement : L'inventaire relié au logement inclut la surface au sol occupée par habitant et l'utilisation des locaux, qui peut se décliner en consommation d'eau et en dépenses énergétiques dues au chauffage de l'eau et des locaux, à l'éclairage et à la climatisation, ainsi qu'à l'utilisation des appareils ménagers (cuisinière, laveuse, sècheuse, lave-vaisselle, réfrigérateur...). Les données de dépenses énergétiques sont exprimées en MJ d'énergie primaire, selon le type

d'énergie primaire utilisée (charbon ou gaz naturel) ou en kWh électrique. Les données monétaires s'obtiennent à partir du coût moyen du kWh électrique et du kWh de gaz naturel en 2005 au Canada (voir Annexe 2). Les matériaux utilisés pour la construction des bâtiments, ainsi que l'énergie nécessaire à cette étape n'ont pas été comptabilisés ici faute de données.

Biens de consommation : Ce domaine inclut tous les achats en magasins autres que alimentaires (vêtements, livres, jeux, médicaments...), ainsi que l'utilisation de services privés (communication...) et les activités culturelles et de loisirs. En ce qui concerne l'électroménager, l'utilisation est comptabilisée dans la catégorie logement. Les données monétaires dans ce domaine sont facilement accessibles. En revanche, la quantification des matériaux et de l'énergie consommés sous la forme de « biens de consommation » est extrêmement complexe, car ce domaine regroupe une quantité importante de produits et de services. La collecte de données physiques inclut donc uniquement deux aspects :

- La consommation d'énergie primaire nécessaire à l'utilisation de locaux tels que les restaurants, les hôtels... qui s'exprime en MJ et en kWh
- Le transport des marchandises autres qu'alimentaires qui s'exprime en tkm.

Services publics : Ce domaine prend en compte toutes les institutions et services disponibles pour les Canadiens (services de santé, assurances, éducation...). Il s'agit donc plutôt des activités nécessaires au bon fonctionnement de la société, auxquelles les canadiens participent non pas en tant que consommateurs mais plutôt en tant que citoyens. Chacune de ces catégories inclut la consommation d'eau et l'utilisation des locaux, qui peut être exprimée sous forme de consommation d'énergie primaire nécessaire au déroulement des activités dans ces locaux (chauffage, électricité...). L'utilisation des services publics s'exprime également sous la forme de dépenses annuelles.

Données secondaires : Les données obtenues précédemment ont été complétées à l'aide de données secondaires, c'est-à-dire de données génériques disponibles dans des bases de données. Dans le cas des données physiques, la base de données Européenne Écoinvent (ACV-PRO) a été utilisée et dans le cas des données monétaires, les données secondaires proviennent de la base de données US Input-output 98 (ACV-EIO). Dans cette dernière base de données, la quantification des secteurs industriels sollicités se fait en dollars US de 1998. Or, pour la plupart, les données

collectées pour la consommation canadienne son en dollars canadiens de 2005. La conversion s'effectue en utilisant les taux suivants :

- 1 \$CAN de 1998 = 1,17 \$CAN de 2005 (Statistique Canada, 2010b)
- 1 \$ CAN de 1998 = 0,69 \$ US de 1998 (Banque du Canada, 2010)

Logiciel de modélisation : La modélisation a été faite au moyen du logiciel Simapro 7.1 (PRé Consultants, 2009) développé par Pré consultant qui permet la réalisation de l'inventaire de cycle de vie, l'utilisation des bases de données Écoinvent et US Input-Output 98 et l'évaluation des impacts au moyen d'une méthode EICV.

3. Calcul des FN-C en utilisant une ACV hybride

Les FN-C correspondent aux scores d'impacts obtenus au terme de l'ACV de la consommation individuelle Canadienne.

L'évaluation des impacts a été réalisée en utilisant la méthode EICV IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003). Cette méthode a été choisie car elle est reconnue dans le monde de l'ACV et elle présente l'avantage d'être orientée à la fois problèmes (14 catégories) et dommages (4 catégories).

Deux ACV peuvent dans un premier temps être réalisées en parallèle :

- Une ACV-PRO utilisant les données physiques et les bases de données Ecoinvent.
- Une ACV-EIO utilisant les données monétaires et les bases de données Input-Output.

Les résultats sont ensuite comparés pour détecter des éventuels manques. Etant données que les ACV-PRO et ACV-EIO possèdent chacune leurs forces et leurs faiblesses (Tableau 1.6), il peut être intéressant de réaliser une ACV hybride. Suite à une étude de la littérature, la méthodologie hybride *augmentée, basée sur les processus physiques* (Guggemos, 2003) a été identifiée comme la plus accessible compte tenu des besoins de l'étude. Elle se construit autour d'un arbre des processus (dans le cas présent, d'un inventaire des produits et services consommés par les citoyens canadiens), et utilise l'ACV-PRO ou l'ACV-EIO en fonction de la disponibilité des données d'une part, et de l'importance de la phase d'utilisation d'autre part. Lorsque les impacts

liés à l'utilisation sont susceptibles d'être importants, le choix se portera vers l'ACV-PRO, sinon, le choix ira vers l'ACV-EIO.

Les impacts de la consommation Suisse ont été calculé en utilisant cette méthodologie (Känzig et Jolliet, 2006) (Tableau 3.2).

Tableau 3.2: Choix de l'approche ACV-PRO ou ACV-EIO pour modéliser les grands domaines de la consommation Suisse

Domaine	Approche
Alimentation	ACV-EIO
Transport	ACV-PRO
Logement	ACV-PRO
Biens de consommation	ACV-EIO
Services publics	ACV-EIO

Les impacts des consommations individuelles Suisses et Canadienne peuvent donc être comparés. Cette comparaison est importante pour vérifier que les aspects de la consommation Canadienne susceptibles de causer des impacts environnementaux importants ont bien été pris en compte.

Il s'agit donc de :

- Comparer les valeurs obtenues pour les différentes catégories d'impact
- Identifier et comparer les « points chauds » des deux bilans, c'est-à-dire la contribution des différents domaines et processus aux impacts totaux.

3.2.2 Comparaison des FN-P et FN-C

Les FN sont calculés en considérant que le Canada peut être défini d'une part, par ses activités de production, et d'autre part, par les activités de consommation de sa population.

En théorie, la comparaison des résultats obtenus par les deux approches renseigne sur la différence entre les activités de consommation et les activités de production d'un pays (section 1.2.1). Dans le cas présent, une comparaison des impacts calculés par les deux approches peut permettre 1) de détecter des incohérences s'il s'agit d'une comparaison en termes d'ordre de

grandeur uniquement et 2) de fournir une base pour la comparaison des activités de production et de consommation.

Néanmoins, les impacts reliés à la production et à la consommation ont été obtenus ici par deux approches différentes : une approche dite « top down » qui utilise un inventaire national des émissions de polluants et d'extraction des ressources, et une approche « bottom up », qui utilise un arbre des processus et des bases de données génériques.

Une grande prudence est alors de mise. Les différences observées entre les résultats des deux approches peuvent être attribuées à des différences entre la production et la consommation Canadienne, par exemple dans le cas où le Canada est un grand exportateur, ou au contraire un grand importateur, de produits et matières premières. Mais ces différences peuvent également être dues à la différence de méthodologies employées.

Pour chaque catégorie d'impact, les résultats obtenus pour les FN-P et les FN-C ont été comparés sur la base de l'amplitude. Cette comparaison s'accompagne d'une discussion sur les différences entre les deux méthodologies, ainsi que d'un tableau résumant les principales sources d'incertitude de chacune

CHAPITRE 4 RÉSULTATS - CALCUL DE FACTEURS DE NORMALISATION CANADIENS : COMPARAISONS GÉOGRAPHIQUES ET ÉVALUATION DE L'INCERTITUDE

4.1 Présentation de l'article

Le chapitre 4 présente l'article intitulé "Development of normalization factors for Canada and the United States: geographical comparisons and uncertainty assessment", soumis en mars 2010 au journal *Science of the Total Environment*. L'article a été écrit en collaboration avec Ralph K. Rosenbaum, Manuele Margni, Jane Bare, Pierre-Olivier Roy et Louise Deschênes. L'article présente les facteurs de normalisation développés pour le Canada en utilisant une approche basée sur la production, ainsi que l'incertitude qui peut leur être associée. Il met également en évidence les différences entre les contextes Canadien, Européen et US.

4.2 Development of normalization factors for Canada and the United-States: geographical comparisons and uncertainty assessment

4.2.1 Abstract

In Life Cycle Assessment (LCA), normalization calculates the magnitude of an impact (midpoint or endpoint) relative to the total effect of a given reference. Using a country or a continent as a reference system is a first step towards global normalization.

The goal of this work is to 1) calculate normalization factors for Canada and the US, 2) compare them with existing European normalization factors, and 3) explicitly include uncertainty and variability in their evaluation. The spatial differences between geographical zones were highlighted by identifying and comparing the main contributors to a given impact category in Canada, the US and Europe. The uncertainty analysis includes parameter uncertainty, temporal variability, uncertainty due to choices as well as a comparison across LCIA methodologies

(IMPACT 2002+, TRACI and LUCAS). The comparison across different geographical regions showed that normalized profiles are highly dependent on the selected reference due to differences in the industrial and economic activities. Uncertainty is dominated by parameter uncertainty and temporal variability is not an issue unless long-term trends are observed in emission values. The comparison of resource extraction and resource consumption raises the question of the legitimacy of defining a country by its geographical borders.

4.2.2 Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) is a holistic environmental assessment tool that allows the compilation and evaluation of the inputs, outputs, and potential environmental impacts of a product or service throughout its life cycle, from cradle to grave, i.e. from resource extraction and transformation to final disposal, including production and use stages (Hauschild, 2005). It has been standardized by the International Standard Organization (see the ISO 14040 series (ISO, 2000)) and consists in four iterative phases: Goal and scope definition, Life cycle inventory (LCI), Life cycle impact assessment (LCIA) and Interpretation. Normalization is an optional element of the LCIA phase, which compares the magnitude of a potential impact (midpoint or endpoint) relative to the total effect of a given reference (ISO, 2006b). It has the advantage of expressing LCA results in respect to the relative importance of the selected reference. Normalization factors (NFs) can be associated to each impact category indicator, both at midpoint or damage level.

The normalized results are obtained as per equation (4.1)

$$N_i = \frac{S_i}{NF_i} \quad (4.1)$$

Where i=impact category, N=normalized result, S=impact score of a product, NF=normalization factor

Choice of the reference system : Two different approaches can be used: internal normalization and external normalization (Norris G, 2001). Internal normalization can be used in comparative LCA studies where one of the alternatives is selected as the reference. In external normalization, NFs are based on the total impacts of a reference system, for example a geographical area (region, country, continent, world...). They can be expressed on an annual basis and in equivalents per inhabitant. The choice of the reference system has to be consistent with the system boundaries (Udo de Haes et al., 2002). Consequently, a global scale would theoretically be the best option for all products that travel worldwide. A drawback to this approach is the availability of world data: greenhouse gas emissions might be accessible at a global level (unfccc, 2009), but inventories of other substances like toxics are only available for some countries. Extrapolations can be used on various bases, but the correlations are rather weak (Sleeswijk et al., 2008). Another issue is that there is currently no global regionalized impact assessment methodology: existing LCIA methodologies use global models for global impacts, but regional and local impacts are only modelled for a specific area (Hauschild et Potting, 2006).

Different levels of normalization can be found in literature. A regional or a continental level has the advantage of being consistent with national policy targets (Breedveld et al., 1999). Some global NFs have been developed, but the limited availability of world data is an important issue (Huijbregts *et al.*, 2003a; Stranddorf *et al.*, 2005; Sleeswijk *et al.*, 2008).

LCIA methodologies usually propose a set of NFs corresponding to the geographical zone for which the method has been developed. For example, IMPACT 2002+ (Joliet O et al., 2003), Ecoindicator 99 (Goedkoop M et Spriensma R, 2001) and Recipe (Goedkoop M et al., 2009) propose NFs referring to the yearly average pollution generated by a European inhabitant, while TRACI (Bare Jane, 2002) proposes NFs referring to the overall US yearly emissions and the equivalent per inhabitant. For the Canadian LCIA methodology LUCAS (Toffoletto L et al., 2007), no NFs have been developed as of yet.

Spatial variability: A few Dutch studies have compared different sets of NFs at different geographical scales with the objective to identify the substances that mainly contribute to the overall impact (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008): The reference systems considered by these studies include the Netherlands, Western Europe, Europe (28 countries) and the World. They all highlighted some similarities between the regions, in

particular the fact that a limited number of substances is responsible for the largest share of the impacts, as well as differences related to the diverse economic and industrial activities. These observations confirm that there is a spatial variability between regions and therefore a need to use geographically adapted NFs.

Uncertainty assessment: In normalization, uncertainties and variability have been so far only qualitatively discussed, mainly focusing on the description of possible shortcomings and bias. Weidema and Wesnæs (1996) describe data quality using five indicators: reliability, completeness, temporal correlation, geographical correlation and further technological correlation. Huijbregts (1998a) extended the concepts of uncertainty and variability up to the level of results and defined five different categories describing the variability and uncertainty of LCA outcomes: spatial variability, temporal variability, parameter uncertainty, model uncertainty and uncertainty due to choices. The parameter uncertainty category describes imprecision, incompleteness and lack of data. Burmaster and Anderson (1994) and Huijbregts (1998b) suggest to perform an uncertainty analysis with Monte Carlo simulations by identifying the inputs that account for a dominant fraction of the outputs, and to focus on these inputs when defining the input distributions. Huijbregts (1998b) also suggests to evaluate the uncertainty due to choices with the help of a scenario analysis by identifying two contrasting options for each input, and to perform two different calculations, based on the combination of these options.

Concerning data quality, the lack of emission data that particularly affects some groups of substances like toxics (e.g. pesticides, metals) (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Lundie *et al.*, 2007; Sleeswijk *et al.*, 2008), eutrophying substances (Huijbregts *et al.*, 2003a), ozone depleting substances (ODS) (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008), smog predecessors (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a) or ionizing radiation (Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008) is often mentioned. Another issue is the completeness of the inventories that only report the emissions of a limited number of facilities. Some emissions, like hydrocarbons involved in photochemical ozone formation are also reported in vague terms (e.g. VOCs), whereas their photochemical ozone creation potentials vary up to 2.7 orders of magnitude (Huijbregts *et al.*, 2003a). Temporal variability was noted by Sleeswijk *et al.* (2008) when comparing NFs from 1995 and 2000. The differences were especially obvious for ozone depletion (1 order of magnitude), ionizing radiations (7 orders of magnitude) and toxicity

related impact categories (1 to 2 orders of magnitude). Another source of uncertainty is related to the characterization factors (CFs). On one hand, missing CFs may introduce a bias in the NFs (Huijbregts *et al.*, 2003a); on the other, the related uncertainty of CFs is also reflected in the NFs. For example, uncertainty on CFs for toxic substances can reach 1.5 to 3 orders of magnitude (Rosenbaum *et al.*, 2008).

In spite of these observations, no quantitative uncertainty and variability assessment has yet been performed on NFs to clarify what additional uncertainty is introduced by this optional LCIA step. The knowledge of this uncertainty magnitude can be helpful for LCA practitioners to refine the conclusions of a study or to nuance them.

Developing NFs at national and continental scales is a first step to obtaining global NFs. National NFs should be calculated for each country recognized to have an important contribution to the total impact at the world level.

The goal of this work is 1) to calculate NFs for Canada, the United States and North America for both midpoint and endpoint levels, 2) to compare them with existing NFs for Europe while identifying reasons for observed differences, and 3) to provide uncertainty figures on the Canadian final results accounting for various types of uncertainty and variability.

4.2.3 Methodology

While ISO guidance allows the calculation of normalization in various ways (ISO, 2006a), here normalization will be calculated from emissions and consumption of resource data at a global, continental or regional level, expressed on a yearly person basis. Equation (4.2) is used to calculate NFs (Udo de Haes *et al.*, 2002):

$$NF_i = \frac{\sum CF_s \times E_s}{P} \quad (4.2)$$

Where NF expresses the normalization factor (Person·years) for the impact category *i*, CF the characterization factor (Impact/kg) of a given substance *s*, E the emissions of *s* on the given

geographical area (kg/yr) and P the population of the territory (Persons). The characterization factors evaluate the impact contribution of an emitted substance to the environment for a given impact category.

Emission inventories are first collected for Canada, the US, and Europe and NFs are then calculated applying 3 different LCIA methodologies. Uncertainties related to emission inventory (E/P) and characterization factors (CFs) are then evaluated separately.

2.1 Emission and population data.

The Canadian and US population were respectively at 32 270 500 inhabitants in 2005 (Statistique Canada, 2009) and 304 060 000 inhabitants in 2008 (United States Census Bureau, 2009).

Canadian inputs: Canadian NFs were calculated considering annual emissions and extraction of resources within Canadian borders for the reference year 2005. Considered aspects are industrial, commercial, residential and agricultural activities, energy production, and transport. In total, Canadian emission data, expressed in kg/year, were collected for 299 substances.

Environment Canada publishes inventory data, known as the National Pollutant Release Inventory (NPRI), which provides emission values related to the annual releases of over 8,500 industrial, commercial and other facilities for more than 300 toxic substances or other substances of concern (Environnement Canada, 2008a). NPRI is built from declarations of facilities that meet the criteria specified in the annual “Notice with respect to substances in the National Pollutant Release Inventory” (Environnement Canada, 2008a) (e.g. emission superior to 10 tons/yr for 232 main substances). Nevertheless, this database is incomplete, as it excludes emissions linked to transports and agriculture. Consequently, Environment Canada publishes a separate inventory for criteria air contaminants (CAC), heavy metals and persistent organic pollutants that compiles reporting facilities, non-reporting facilities as well as non-industrial emissions (e.g. motor vehicles, residential heating, agriculture, construction and forest fires), on an annual basis (Environnement Canada, 2008b). Table 4.1 summarizes data sources used to build the Canadian inventory.

Table 4.1: Substances and related databases used to calculate the annual Canadian emission inventory

Substances	Database used	Reference
PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO _x , NO _x , Volatile Organic Compounds (VOC), NH ₃ , Lead, Cadmium, Mercury, Dioxins and Furans (DF), Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene and Hexachlorobenzene (HCB)	Criteria Air Contaminants (CAC) (excluding natural sources)	(Environnement Canada, 2008b)
Nitrogen and phosphorus	-	(Chambers P <i>et al.</i> , 2001)
Zinc (soil and water) and Copper (water)	<i>Human Activity and the Environment</i> report	(Statistique Canada, 2008)
Copper (soil)	NPRI / Extrapolated European value	
Greenhouse gases	national inventory report of greenhouse gas sources and sinks	(Environnement Canada, 2006)
Extraction and consumption of minerals and energy resources inventories	National Energy Board, Natural Resources Canada, Statistics Canada data	(Office national de l'énergie, 2009a; Office national de l'énergie, 2009b) (Ressources naturelles Canada, 2005) (Statistique Canada, 2006a).
Ionizing radiation	No data	
Ozone-layer depleting substances (ODS)	NPRI	(Environnement Canada, 2008a)
All other substances	NPRI	(Environnement Canada, 2008a)

CAC's VOC aggregated data were preferred over NPRI disaggregated data, since they include every possible source. Nitrogen and phosphorus emissions in soil and water are expressed as N-eq and P-eq. Nitrogen and phosphorus are bioaccumulated by plants. When plants are harvested, the nitrogen and phosphorus contained in those plants is then removed from the soils. Consequently, this withdrawn part was subtracted from the total emissions (Chambers P *et al.*,

2001). As emissions to soil and to water have the same CF in IMPACT 2002+, there is no further need to distinguish the fraction emitted to soil and to water. As no soil-air transfer has been considered, nitrogen emissions into air come from NH_3 and NO_x released to the atmosphere.

ODS emissions to the atmosphere occur only in leaking cooling systems, air conditioning systems, and fire extinguishers since manufacture or use of these substances have been prohibited since 1987. As the quantification of these leaks is difficult, they are not listed in any Canadian inventory.

Even though extrapolation can be criticized as it conceals differences between regions (Huijbregts *et al.*, 2003a), it is useful to fill in data gaps. Better correlations can be obtained by using Gross Domestic Product (GDP) based extrapolations between countries of similar incomes (Sleeswijk *et al.*, 2008) (Equation (4.3)).

$$E_{Ca} = E_{Eu_or_US} \times \frac{GDP_{Ca}}{GDP_{Eu_or_US}} \quad (4.3)$$

Here, Canadian emissions (E_{Ca}) can be calculated from European or US emissions ($E_{Eu \text{ or } US}$) in kg/yr using the ratio of Canadian GDP (GDP_{Ca}) over European or US GDP ($GDP_{Eu \text{ or } US}$) expressed in Canadian dollars 2005.

US inputs: Here, NFs for the United States represent an update since the NFs values published in 2006 using data from 1999 (Bare *et al.*, 2006). We preferentially used annual emissions and extraction of resources from 2008, as well as older data sources. As for Canada, industrial, commercial, residential and agricultural activities, energy production and transports were all included. Major data sources are described in Table 4.2 in the order of preference, when a substance is found in more than one database.

Table 4.2: Substances and related databases used to calculate the yearly US emission inventory

Substances	Compartment	Database	Reference
Greenhouse gases, ozone depleting substances (ODS)	Air	US EPA - Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks	(US Environmental Protection Agency, 2008)
Carbon monoxide, NH ₃ , PM ₁₀ , PM _{2.5} , SO _x , NO _x , VOC	Air	US EPA - National Emissions Inventory (NEI)	(US Environmental Protection Agency, 2009)
353 hazardous air pollutants (HAPs)	Air	US EPA	(Pope, Aug 24, 2007)
Nitrogen and phosphorus	Water and ground	US Department of Agriculture	(US Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service, 2006)
All other substances	Air, water and ground	US EPA - Toxic Release Inventory (TRI)	(US Environmental Protection Agency, 2010)

The Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks includes emissions within US borders of the following sources: energy, industry, solvents, agriculture, land use, and waste sources. Emission data for 353 hazardous air pollutants were available from custom developed spreadsheets available from the US Environmental Protection Agency. This data presents the US EPA's 2002 data quality reviewed emission estimates of anthropogenic sources of hazardous air pollutants (HAPs). It contains 90,000 facilities. A modelling of N and P emissions was available from 2004 (US Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service, 2006). Within this document, an estimate is made of air emissions based on nitrogen loss from all crops due to volatilization and loss with windborne sediment. Water emissions for nitrogen were a combination of the following categories: dissolved in surface water runoff, dissolved in leachate, dissolved in lateral subsurface flow, and lost with waterborne sediment. Similarly, phosphorus emissions for all crops are the combination of estimates: dissolved in surface water runoff, dissolved in leachate, and lost in waterborne sediment. Air emissions are defined as those estimates lost with windborne sediment. The Toxic Release Inventory (TRI) (US Environmental Protection Agency, 2010) provides emission data for 494 substances based on declarations from industrial facilities.

North American inputs: North American NFs are calculated from the sum of Canadian and US emissions, divided by the sum of Canadian and US populations.

European inputs: The European annual pollutant emission inventory and resource extraction is taken from the European NFs of the IMPACT2002+ LCIA methodology (Jolliet O et al., 2003).

2.2 Calculation of normalization factors for Canada, US, North America and Europe

Two sets of NFs were calculated to separately evaluate the uncertainty linked to the emission inventory (E/P) of the selected reference versus the uncertainty linked to the CFs. This latter is related to the choice of the LCIA methodology and includes both the uncertainty related to the regional representation of the characterization factors and the uncertainty related to the characterization model (model choices and algorithms).

A first set of NFs were calculated for Canada, US, North America and Europe with IMPACT 2002+ (Jolliet O et al., 2003). This LCIA methodology provides both midpoint and endpoint characterizations and helps therefore in discussing the relevance of midpoint impact categories and specific emission inventories to a given damage (see results in chapter 4.3). To facilitate the comparison of NFs between regions, the main contributors of each impact category were first identified. Main contributors are substance emissions responsible for a large share of the overall impact in a given impact category. The identification of these main contributors is based on two criteria:

- 1) Total amount of substances covers at least 90 % of the impact.
- 2) When 90% of impact is reached, substances that contribute to more than 2% of the impact are taken into account.

A second set of NFs was calculated for the Canadian emission inventory applying three different methodologies: the European IMPACT 2002+ (Jolliet O et al., 2003), the US TRACI (Bare Jane, 2002) and the Canadian LUCAS (Toffoletto L et al., 2007) (see results in chapter 4.3). One can identify possible changes in main contributors by applying one methodology or another. The same exercise was applied to European and US NFs.

2.3 Assessing variability and uncertainty

The evaluation of variability and uncertainty for NFs due to pro-capita emission inventories include: spatial variability, temporal variability, parameter uncertainty, and uncertainty due to choices (methodology and emission values).

Uncertainty related to CFs is due to both spatial variability (i.e the need to have regionalized CFs for non-global impact categories) (Hauschild et Potting, 2006) and to characterization models. This uncertainty was evaluated when using different methodologies to calculate the NFs for a given area and will be discussed separately.

IMPACT 2002+ was used to evaluate variability and uncertainty of the Canadian inventory.

Spatial variability: Inventory data between different reference locations may also vary greatly from one country to another based on country regulations, policies, and practices. For example, some countries have a well-developed railway infrastructure and a higher population density that might lead to less transportation emissions. Similarly, industrial activities and agricultural practices may have significant impacts on the emissions within a country. Another potentially influential factor is the data collection itself. Because of differences in regulations and reporting, the lists of chemicals and their reportable quantities may vary significantly between countries, thus leading to inconsistency in inventory data.

Temporal variability: Here, the focus will be on the variability between annual emission data per capita. The NFs for the Canadian study mostly represent emissions occurring in 2005. Canadian emission data for substances mainly contributing to an impact were collected for the years 1976 through 2005. For each substance, inter-annual variations are calculated as the difference between the emission of a given year and the emission of the previous year. The average of all inter-annual variations represents the range in which emissions will vary for each compound respectively. Temporal variability of an emission value can be represented by a ϵ parameter equal to 0 to which one assigns a uniform distribution. Minimum and maximum (Min/Max) are calculated as per equation (4.4):

$$Min / Max = \pm I_{1976_2005} / 2 \quad (4.4)$$

where I (kg/yr) is the average of the inter-annual variations over the 1976-2005 time period.

This approach assumes that there is no trend in the emission fluctuation, i.e. a constant increase or decrease over time rather than a noise-like up and down. Indeed, temporal variability evaluates the “error” made by choosing 2005 as reference year rather than another year, and it is not the purpose of the study to predict the evolution of emissions – and therefore, of NFs, in the next years. Nevertheless, Canadian NFs were calculated in parallel for every year for which the emissions of the main contributors were available. If it appeared that there is a trend, the validity of the calculated temporal variability is discussed in the discussion section.

Parameter uncertainty can be made manifest in many ways. For example, data used for the inventory has often been gathered for other purposes and may include estimates and other sources of data uncertainty. Reporting requirements and emissions modelling can also be different from one country to another, which can influence the conclusions when comparing European, Canadian and US NFs. These kinds of uncertainties are one type of “parameter uncertainty”, and are related to the reliability and consistency of inventories. As an example, non-industrial sources and open sources such as agriculture are only reported in Canada for the CAC, selected heavy metals and persistent organic pollutants (Environnement Canada, 2008b).

Uncertainty related to the emission values of the main contributors was described through a semi-quantitative approach based on the Pedigree Matrix (Frischknecht et al., 2005). It provides a geometric standard deviation associated to a lognormal distribution for each of these main substances’ emission values. The formula is provided in supporting information (Annexe 3).

The uncertainty of the calculated NFs can be obtained by performing a Monte Carlo simulation using Crystal Ball® software (Oracle, 1996).

The estimation of **uncertainty related to value choices** was obtained through a scenario analysis considering the two extreme emission values (highest and lowest). This scenario analysis provides thus a maximum and a minimum value for the NFs. This analysis is meaningful either

when a choice is made between several possible data sources, or when some emission sources were included/excluded. A scenario analysis can be done with extrapolated values of copper emissions to soil since four different estimation techniques were used:

- 1) Evaluation as per equation (4.3)
- 2) Extrapolation of a European emission value on a population basis
- 3) Extrapolation of a US emission value on a GDP basis
- 4) Extrapolation of a US emission value on a population basis

To calculate the **overall uncertainty** of the NFs related to both uncertainty and temporal variability, emission values (kg/yr) can be written as the sum of the emission rate E'_s for 2005 for which uncertainty is described by a lognormal distribution and the ε parameter describing temporal variability (equation (4.5)).

$$E_s = E'_s + \varepsilon \quad (4.5)$$

A Monte Carlo simulation was performed to calculate the total uncertainty of NFs resulting from parameter uncertainty and temporal variability

4.2.4 Results and discussion

3.1 Spatial differences between Canadian, US and European normalization factors

Canadian and US NFs calculated with IMPACT 2002+ were compared with European NFs at midpoint and endpoint levels (table 4.3A and 4.3B). North American NFs are presented in supporting information (Annexe 4).

No NFs were calculated for Ionizing radiation and land occupation midpoint impact categories due to the difficulty in obtaining data.

The variability linked to the differences in pro-capita emission inventory of the main contributors is identified and discussed in the following sections.

Carcinogenic effects in Canada mainly depend on benzo(a)pyrene and dioxins emissions into the atmosphere. The same contaminants are responsible for the impact in Europe, even though the contribution of dioxins is higher in Europe (50%) than in Canada (15%). Dioxins emissions per capita are twice higher in Europe than in Canada. On the other hand, benzo(a)pyrene emissions are twice higher in Canada than in Europe, which explains the difference. In the US, the impact can be attributed to dioxins (43%) and arsenic (41%) emissions into soil. These results were obtained without taking metal compounds into account in the US inventory. If these compounds were included, the US NF would be one order of magnitude higher and “arsenic and compounds” would account for 96% of the impact. These latter are supposedly over-evaluated, because the same CF is applied to “arsenic” and “arsenic compounds”, whereas arsenic represents only a fraction of the compounds and only part of it is potentially bioavailable.

Non-carcinogenic effects in Canada can mainly be attributed to zinc emissions into soil (68%) and dioxin emissions into the atmosphere (13%). Dioxins emissions are responsible for 67% of the impact in Europe. Zinc emissions haven't been taken into account in European calculations, which explains the difference of a factor 2 between Canadian and European NFs and the main contributors. In the US, arsenic and dioxins emitted into soil are responsible for 59% and 30% of the impact respectively. Once again, the US NF was calculated without considering the metal compounds. Otherwise, the US NF is likely to be overestimated: it would be multiplied by a factor 20 and arsenic and arsenic compounds in soils would be responsible for 92% of the non-carcinogenic effects.

Respiratory effects: PM₁₀, PM_{2.5}, NO_x and SO_x contribute in similar proportions to the impact in Canada and US. Road dusts and construction account for 54% and 18% of PM₁₀ emissions in Canada and for 50% and 27% of PM₁₀ emissions in the US. On a per capita basis, the Canadian NF is three times higher than the US NF, partly due to the fact that road dusts and construction emissions per capita are three times more important in Canada than in the US. It could be argued that the Canadian NF is over-evaluated since Canadian population might not be exposed to PM emissions that cause the respiratory effects. Canada is a large territory, and road dust emissions may not reach densely occupied areas. NO_x and SO_x are the main contributors to the European

NF, because of a much lower pro-capita emission of PM. PM_{2.5} emissions are lumped together with PM₁₀ emissions within the European NF.

Ozone layer depletion: The Canadian NF is two orders of magnitude less than European and US NFs. NPRI only reports the emissions of the declaring facilities and there are no data available for leaks. Consequently, the Canadian NF may be under-estimated. Nevertheless, the UNEP report “production and consumption of ozone depleting substances under the Montreal protocol 1986-2000” (UNEP, 2009) draws up a portrait of the evolution of ozone depleting substances’ emissions over the world. It appears that the US produced 461 tons of CFCs and 14,330 tons of HCFCs in 2000, whereas Canada produced only 239 tons of HCFCs and its production of CFCs was zero. In terms of consumption, Canada consumed 10 tons of CFCs and 870 tons of HCFCs, whereas the US consumed 2,613 tons of CFCs and 13,280 tons of HCFCs in 2000. In Europe, the production and consumption of ODS is highly dependent on the country. Even if the data have probably changed between 2000 and 2005, UNEP reports that in 2000, ODS have not fully disappeared in many European countries. As an example, in 2000 the Netherlands produced 30,777 tons of CFCs and France produced 6,567 tons of HCFCs. Once again, these numbers may be lower in 2005, but they suggest that the Canadian NF may be less than, if not similar, to European and US NFs.

Photochemical oxidation: The European NF uses disaggregated data of organic pollutants emissions. Xylene and toluene are the main contributors in Europe. Canadian and US inventories only include aggregated data for VOC emissions. However, results show that all three NFs range within a factor of 2.

Aquatic ecotoxicity: Zinc and copper emissions into soil are the main contributors in Europe and in Canada. Nevertheless, the proportions are reversed in Canada (copper: 20%; zinc: 58%). Zinc emissions on a per capita basis are about twice higher in Canada than in Europe. The same observation could be expected for copper emissions, but surprisingly these emissions in Canada are about a factor 5 lower than in Europe. The only available data for copper emissions into soil is the NPRI value. Two sectors are recognized for having great emissions of heavy metals to soil and water: mining (Black et al., 2001) and agriculture (Voet et al., 2006), which are both important in Canada. Nevertheless, NPRI does not include agricultural emissions, which suggests that copper emissions in Canada may be under-estimated. One can adjust the Canadian copper

inventory value by extrapolating it from the European value on a GDP basis. Other extrapolations are tested under scenario analysis. The consequence is that the Canadian NF doubles and the contribution of copper and zinc becomes similar to the European NF.

The US NF is similar in magnitude to Canadian and European NFs. Copper is also the main contributor (69%). Once again, metal compounds were not included in this calculation. By taking them into account, the US NF would become one order of magnitude higher than European and Canadian NFs. One can suspect that the impact of “copper and compounds”, calculated with the CF of “copper”, would be overestimated: 78% of the impact would be caused by “copper and compounds” but only 4% would be attributed to copper alone.

Terrestrial ecotoxicity: Zinc emission into soil contributes to 91% of the impact in Canada. The contribution of copper is low in Canada (2%) compared to Europe, which is due to the use of the NPRI value that does not take agricultural activities into account. As for aquatic ecotoxicity, the Canadian inventory can therefore be completed with an extrapolated emission value from the European inventory. Other extrapolations are tested under scenario analysis.

The US NF is two and four times inferior to European and the Canadian NFs respectively. 51% of the impact in the US can be attributed to copper emissions into soil. This calculation does not include metal compounds. If so, there would be one order of magnitude of difference between the US NF and European and Canadian NFs, for the same reasons as for aquatic ecotoxicity. Zinc and compounds would be responsible for 60% of the impact, but this contribution would be almost entirely attributed to zinc compounds. Once again, if the same CF is applied to a “metal” and its “compounds”, the US NF may be over evaluated due to the high proportion of “metal compounds” in the “metal” emissions.

Terrestrial acidification/nutrification: In Canada, NO_x , ammonia and SO_x contribute to 58%, 33% and 9% of the impact respectively. The same proportions can be found in the European context, with the overall NF being half of the Canadian one. In the US emission inventory, emissions of ammonia due to agriculture are excluded from the ammonia emission value used to calculate terrestrial acidification and nitrification impacts. This might explain why the US NF is about half the Canadian NF and therefore the larger relative contribution of NO_x in the US.

Table 4.3.A: Comparison of European, Canadian and US NFs – midpoint categories using IMPACT 2002+ methodology

Carcinogenic effects (kg-eq chloroethylene/pers·yr)					Non Carcinogenic effects (kg-eq chloroethylene/pers·yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		4.55E+01	5.86E+01	1.76E+02 (2.39E+03) ⁽²⁾	NF		1.73E+02	3.41E+02	1.26E+03 (2.59E+04) ⁽²⁾
Dioxins	air	50%	15%	5%	Dioxins	air	67%	13%	3%
Benzo(a)p	air	38%	77%	9%	Zinc	soil		68%	
Dioxins	soil			43%	Dioxins	soil			30%
Arsenic	soil			41% (96%) ⁽²⁾	Arsenic	soil	11%		59% (92%)
Others		12%	8%	2%	Others		22%	19%	8%
Respiratory effects (kg-eq PM 2.5/pers·yr)					Ozone layer depletion (kg-eq CFC-11/pers·yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		8.80E+00	1.53E+02	4.77+01	NF		2.04E-01	2.50E-03	1.43E-01
NO _x	air	43%	7%	13%	CFC 11	air	55%		26%
SO _x	air	25%	3%	6%	CFC 12	air	16%		17%
PM ₁₀	air	19%	64%	50%	HCFC 142	air		71%	
PM _{2.5}	air		25%	31%	Halon 1301	air			36%
Others		13%	1%	0%	Others		29%	29%	21%
Photochemical oxidation (kg-eq ethylene/pers·yr)					Terrestrial Acidification/Nutrification (kg-eq sulfur dioxide/pers·yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		1.24+01	2.08E+01	1.45E+01	NF		3.15E+02	7.63E+02	3.06E+02
Xylene	air	15%			NO _x	air	52%	58%	88%
Toluene	air	11%			Ammonia	air	39%	33%	
VOC	air		100%	100%	SO _x	air	9%	9%	11%
Others		74%	0%	0%	Others		0%	0%	1%
Aquatic Ecotoxicity (kg-eq triethylene glycol/pers·yr)					Terrestrial Ecotoxicity (kg-eq triethylene glycol/pers·yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		1.36E+06	7.48E+05 / 1.83E+06 ⁽¹⁾	1.06E+06 (1.90E+07) ⁽²⁾	NF		1.20E+06	2.03E+06 / 2.40E+06 ⁽¹⁾	4.80E+05 (1.99E+07) ⁽²⁾
Copper	soil	74%	20% / 67% ⁽¹⁾	69%	Zinc	soil	70%	91% / 77% ⁽¹⁾	12%
Zinc	soil	15%	58% / 26% ⁽¹⁾		Copper	soil	28%	2% / 17% ⁽¹⁾	51%
Aluminum	soil			19%	Chromium	soil			10%
Others		11%	22% / 7% ⁽¹⁾	12%	Others		2%	7% / 6% ⁽¹⁾	27%

Table 4.3.A (continued)

Aquatic Acidification (kg-eq sulfur dioxide/pers'yr)					Aquatic Eutrophication (N limited) (kg-eq phosphates/pers'yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		6.62E+01	1.55E+02	7.36E+01	NF		1.68E+01	2.21E+01	1.44E+01
SO _x	air	43%	42%	47%	Nitrogen	soil	52%	17%	27%
NO _x	air	32%	36%	47%	NO _x	air	23%	48%	44%
Ammo-nia	air	23%	21%		Nitrogen	air			28%
					Ammo-nia	air	17%	28%	
Others		2%	1%	6%	Others		8%	7%	1%
Aquatic Eutrophication (P limited) (kg-eq phosphates/pers'yr)					Global Warming (kg-eq carbon dioxide/pers'yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		1.18E+01	6.45E+00	3.54+00	NF		9.48E+03	2.06E+04	2.20E+04
Phospho-rus	air			15%	CO ₂	air	83%	88%	90%
Phospho-rus	Soil	87%	82%	85%	CO	air	5%	3%	3%
Phospho-rus	Water	13%	18%		N ₂ O	air	2%	3%	2%
Others		0%	0%	15%	Others		10%	6%	5%
Non-renewable energy (extraction) (kg-eq crude oil/pers'yr)					Mineral extraction (kg-eq iron in ore/pers'yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		3.33E+03	9.53E+03	4.86E+03	NF		5.73+03	2.07E+04	n/a
Oil, crude			40%	45%	Copper (in ore)		59%	62%	
Gas, natural			51%	29%	Alumi-num (in ore)		19%	20%	
Coal			9%	27%	Nickel (in ore)		3%		
Undefi-ned		100%	0%	0%	Others		19%	18%	

(1) No extrapolation / GDP-based extrapolation from European copper emission value (soil)

(2) Including metal compounds

Table 4.3.B: Comparison of European, Canadian and US NFs – damage categories using IMPACT 2002+ methodology

Human Health (DALY/pers*yr)				Ecosystem Quality (PDF.m ² .yr/pers*yr)			
	Europe	Canada	US		Europe	Canada	US
NF	7.01E-03	1.13E-01	3.76E-02	NF	1.37E+04	1.99E+04	4.17E+03
Respiratory effects	88%	98%	89%	Terr. Ecotox.	69%	96%	91%
Non-carcinogenic effects	7%	1%	9%				
Others	5%	1%	2%	Others	31%	4%	9%
Climate Change (kg-eq CO ₂ /pers*yr)				Resources - extraction (MJ primaries/pers*yr)			
	Europe	Canada	US		Europe	Canada	US
NF	9.48E+03	2.06E+04	2.20E+04	NF	1.53E+05	4.38E+05	2.03E+05
Global Warming	100%	100%	100%	Non renewable energy	100%	100%	100%
Others	-	-	-	Undefined	-	-	-

Aquatic acidification: The Canadian NF is about twice the one for the US and Europe. The impact is dominated by SO_x (42%), NO_x (36%) and ammonia (21%). Similar proportions are observed in EU. As for terrestrial acidification/nitrification, the US emission value for ammonia does not include agricultural emissions.

Aquatic eutrophication (N limited): The variability of NFs between Canada, Europe and US ranges within 30%. The NF of Canada can be attributed to NO_x (48%), ammonia emissions into air (28%) and nitrogen emissions into soil (17%). Ammonia emissions include emissions due to agriculture. Atmospheric deposition of nitrogen has not been included in nitrogen emissions into soil to avoid double counting with emission into air. For the US, the ammonia emissions into air are included in the nitrogen emissions into air that accounts for 28% of the impact. This is the second main contributor after NO_x (48%). In Canada and in the US, run-off and leaching of nutrient to the aquatic environment was evaluated by subtracting the part of nitrogen that is bioaccumulated by the plants to the total nitrogen emissions into soil (Chambers P et al., 2001; US Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service, 2006).

In Europe, nitrogen into soil is the main contributor causing aquatic eutrophication (52%), followed by NO_x (23%) and ammonia (17%) emitted to air.

Aquatic eutrophication (P limited): The impact can mainly be attributed to phosphorus emissions in soil in Europe, Canada and US (80-90%). As for nitrogen emissions into soil, phosphorus emissions in Canada and in the US do not account for bioaccumulation in plants. Differences in estimating the amount of phosphorus available for eutrophication may explain why the European NF is a factor of 2 to 3 higher compared to Canadian and US NFs, respectively.

Global warming: Carbon dioxide contributes to more than 80% of the impact in the three geographical zones. In Canada, 60% of GHG comes from energy production and industrial sectors, and 30% from transportation. Overall, the NF of Europe is half of Canadian and US NFs on a per-person basis. A detailed comparison shows that industrial and transportation pro-capita emissions are more important in North America than in Europe. This could be related to the higher relative population density within Europe, as well as the increased use of rail (instead of cars and trucks) for transport of people and materials.

Non-renewable energy extraction: Canada has a NF three times higher than the one in Europe and twice higher than the US one. The extraction of non-renewable energy mainly comes from natural gas (51%) and crude oil (40%). Energy consumption is closely related to GHG emissions. It can therefore be suspected that a part of the energy extracted in Canada is not consumed within Canadian borders, as tendencies here are different from global warming.

Minerals (extraction): The main minerals used in Canada are copper (62%) and aluminum (20%). Per capita mineral extraction in Canada is four times that for Europe.

Human health: Potential damage on human health generated by the annual pro-capita emissions in Canada is fifteen times more important than in Europe and three times more important than in the US, due to respiratory effects. Since respiratory effects are dominating in all 3 geographical areas, this impact category deserves specific attention for future regulations.

Ecosystem quality: In Canada, US and Europe, damage on ecosystem quality is largely dominated by terrestrial ecotoxicity (70-100%) which itself is dominated by zinc and copper emissions into soil.

Canadian, European and US NFs were also calculated using characterization factors from TRACI and LUCAS LCIA methodologies. The main contributors as well as the relative magnitude of the Canadian, US and European NFs can change according to the methodology used. Detailed results are presented in the supporting information (Annexe 5).

3.2 Temporal variability and parameter uncertainty related to Canadian normalization factors

This section presents the total uncertainty on Canadian NFs due to both parameter uncertainty and temporal variability (Table 4.4). These results can be directly used by LCA practitioners who wish to include the uncertainty introduced by the normalization step into an uncertainty analysis. It should be noted that this uncertainty calculation does not include all possible uncertainty sources. For example, data gaps are not included here. Nevertheless, a comparison with European and US results did not highlight major data gaps in the Canadian emission inventory.

The total uncertainty analysis discussed here showed that uncertainty is highly variable between the impact categories (e.g. geometric standard deviation is 1.05 for global warming and 1.57 for carcinogenic effects).

Supporting information (Annexe 6) provides the results of parameter uncertainty and temporal variability separately. The individual analysis of parameter uncertainty and temporal variability revealed that most of the time, the influence of temporal variability on total uncertainty is very low.

Nevertheless, temporal variability as evaluated here may not be sufficient to describe every change that occurred over the considered time period. When several values of Canadian NFs are calculated for the last years, two phenomena may be visible: 1) values fluctuate in time; 2) a trend of continuous increase or decrease might be observable. These tendencies can be the result of e.g. progress in regulation or process efficiency leading to reduction, or an increase in production volume due to market effects leading to an increase in emission. Detailed graphs for each impact category are provided in the supporting information (Annexe 7).

Table 4.4: Total uncertainty (parameter uncertainty and temporal variability) of Canadian normalization factors – lognormal distributions

	Geo Mean	Geo Std. Dev.	Conf. Interval
Human health	7.65E-02	1.28	[4.68E-02 ; 1.25E-01]
Carcinogenic effects	6.08E+01	1.57	[2.51E+01 ; 1.47E+02]
Non-Carcinogenic effects	3.47E+02	1.20	[2.43E+02 ; 4.93E+02]
Respiratory effects (inorganics)	1.07E+02	1.29	[6.52E+01 ; 1.77E+02]
Ozone layer depletion	2.51E-03	1.16	[1.86E-03 ; 3.38E-03]
Photochemical oxidation	2.07E+01	1.22	[1.39E+01 ; 3.07E+01]
Ecosystem quality	1.96E+04	1.20	[1.38E+04 ; 2.78E+04]
Terrestrial acidification/nutritification	7.67E+02	1.15	[5.88E+02 ; 1.00E+03]
Terrestrial ecotoxicity	2.36E+06	1.20	[1.64E+06;3.40E+06]
Aquatic ecotoxicity	1.74E+06	1.17	[1.27E+06 ; 2.37E+06]
Aquatic acidification	1.55E+02	1.09	[1.31E+02 ; 1.84E+02]
Aquatic eutrophication (P limited)	6.47E+00	1.10	[5.36E+01 ; 7.81E+01]
Aquatic eutrophication (N limited)	2.22E+02	1.12	[1.77E+01 ; 2.77E+01]
Climate change	2.08E+04	1.05	[1.90E+04;2.26E+04]
Resources	4.35E+05	1.02	[4.21E+05;4.50E+05]
Mineral extraction	2.06E+04	1.02	[1.98E+04;2.15E+04]
Non-renewable energy	9.48E+03	1.02	[9.18E+03;9.80E+03]

As an example, benzo(a)pyrene emissions from industrial sources and transports have been cut by a factor of five and two respectively over the last 15 years (Environnement Canada, 2008b), dioxin emissions have been cut by a factor two over the last 15 years and SO_x emissions have been cut by a factor two in the last 20 years. In consequence of the reduction of benzo(a)pyrene emissions, carcinogenic effects in Canada were half in 2005 compared to 1990. The same type of observation can be made for respiratory effects and photochemical oxidation. For aquatic and terrestrial ecotoxicity, eutrophication, non-renewable energy consumption and mineral use, the emissions of the main contributors were not available for a sufficient number of years to observe a tendency for the NFs.

In case a trend is visible, the description of fluctuations between one year and another is not sufficient.

3.3 Analysis of choices

Aquatic and terrestrial ecotoxicity: the basis of an extrapolation (GDP or population) as well as the provenance of the original data (US or Europe) can be discussed. In the case of Canadian copper emission into soil, the highest and the lowest values are respectively given by population-based extrapolation of US and European values. Therefore, it can be assumed that the Canadian aquatic ecotoxicity NF is within the interval of $1.43\text{E}+06$ to $4.95\text{E}+06$ kg-eq triethylene glycol/pers·yr, and that the Canadian terrestrial ecotoxicity NF is within the $2.27\text{E}+06$ to $3.46\text{E}+06$ kg-eq triethylene glycol/pers·yr. In the case of aquatic ecotoxicity, the uncertainty linked to choices is more important than the parameter uncertainty.

Non-renewable energy and mineral extraction: NFs could be calculated on the basis of consumption instead of production by taking into account importations and exportations of energy and minerals. The consumption-based Canadian NF for non-renewable energy would be $5.44\text{E}+03$ kg-eq crude oil/pers·yr, meaning that 40% of Canadian non-renewable energy is being exported. The US NF would be $6.97\text{E}+03$ kg-eq crude oil/pers·yr, meaning that 30% of the energy used in the US comes from foreign production. For mineral extraction, Canadian extractions exceed Canadian consumption by a factor of two (i.e. $9.20\text{E}+03$ kg-eq Iron in ore/pers·yr).

3.4 Influence of the LCIA methodology

The influence of the LCIA methodology was studied while varying the CFs (equation (4.2)) for a fixed emission inventory (E/P), i.e. a geographical area. The comparison relies on main contributors. Changes resulting from the use of one or another LCIA methodology in Canada and in the US were particularly important for four midpoint categories (Figure 4.1).

Carcinogenic effects in Canada were dominated by benzo(a)pyrene with IMPACT 2002+, but dioxins become the main contributor with TRACI (41%) and LUCAS (66%). The contribution of

dioxins also becomes more important in the US when changing the methodology (more than 80% with both TRACI and LUCAS).

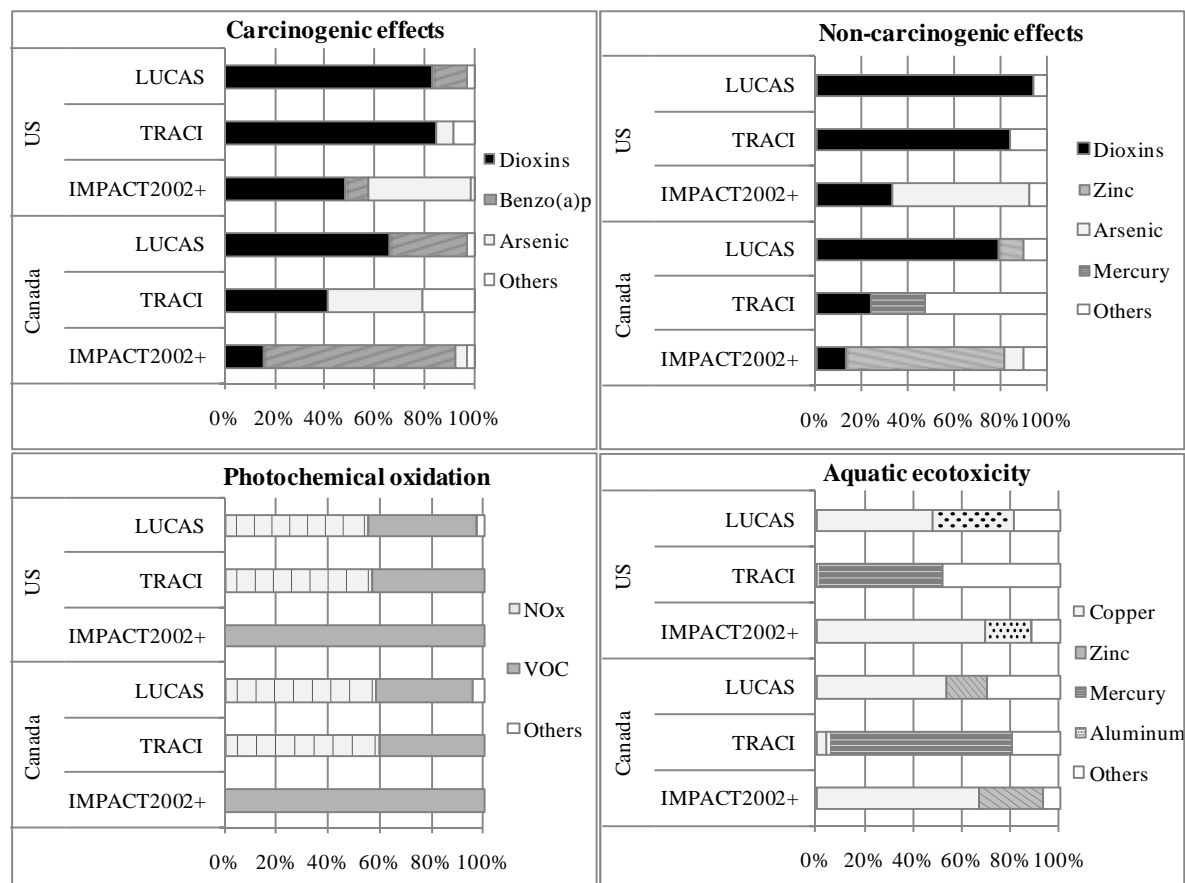


Figure 4.1 : Influence of the LCIA methodology on main contributors.

Non-carcinogenic effects in Canada are dominated by dioxins when using LUCAS (79%). In the US, arsenic is no longer the main contributor when TRACI and LUCAS are used: the contribution of dioxins becomes higher than 80%.

Photochemical oxidation in Canada and in the US can be attributed to NO_x (60%) and VOC (40%) with TRACI and LUCAS. IMPACT 2002+ does not include a CF for NO_x for this impact category.

Ecotoxicity in Canada is dominated by copper when using IMPACT 2002+ and LUCAS. With TRACI, mercury becomes the main contributor. Similar observations can be made in the US.

4.2.5 Conclusions

In this study, NFs were calculated at midpoint and endpoint levels for Canada and the United States. These factors were then compared to existing European NFs in order to identify the sources for the observed differences. Uncertainty information that can be readily included in uncertainty analysis was provided with each factor.

Normalization does change the result of a study and has thus an important influence on interpreting and concluding from its results. Localized normalization, e.g. on a country-basis, is likely to artificially increase or decrease the importance for certain impacts depending on the reference system chosen (i.e. the same impact score might be very important in a developing country with a low overall impact, while in an industrialized country with large overall impacts from production activity, it might not even be visible due to other products or sectors producing even larger impacts). Possible sources of differences between countries have been discussed extensively in this paper and cannot be a reason to artificially boost or marginalize any impact. Therefore, the reference system should always be as large as possible, ideally global or at least continental, which will help solve the issue of large variability of inventories between countries observed in this study. When using country-based normalization, great caution needs to be exercised when interpreting the results.

NFs can be calculated using production-based or consumption-based inventories, again leading to different results. Canada only consumes 60% of the non-renewable energy it produces, the rest being exported, mainly to the United States. Conversely, 30% of the energy used in the US comes from abroad. This observation revives the question already raised by Hertwich and Peters (2009), concerning the boundaries definition: should a country be defined by its geographical limits or its economical activities? In the case of Canada, which is a great exporter of energy, but also a great importer of food products, the results are likely to change significantly according to the chosen perspective. This issue was addressed by Breedveld et al. (1999) who calculated NFs for the Netherlands considering on one side geographical activities, and on the other side consumption activities. Nevertheless, the second approach was limited by data availability.

Temporal variability has been shown to have a negligible contribution to overall uncertainty for NFs, which means that choosing a reference year is important to ensure consistency whereas the

choice of the reference year might be of secondary importance. However, if a long-term trend is observed, the choice of the reference year also becomes important in terms of representing the correct reference system.

Further research is needed with regards to 1) distinction between compounds when inventory data are aggregated or when mixtures are important contributors to overall impacts, 2) selection of characterization methodology as its choice greatly influences a NF, 3) correct accounting for regional and local impacts.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the financial support of the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of the CIRAIG).

4.2.6 References

- Bare J, Gloria T, Norris G. Development of the Method and U.S. Normalization Database for Life Cycle Impact Assessment and Sustainability Metrics. *Environmental Science & Technology* 2006; 40: 5108-5115.
- Bare J. TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *Journal of Industrial Ecology* 2002; 6: 49-78.
- Black A, Craw D. Arsenic, copper and zinc occurrence at the Wangaloa coal mine, southeast Otago, New Zealand. *International Journal of Coal Geology* 2001; 45: 181-193.
- Breedveld L, Lafleur M, Blonk H. A framework for actualising normalisation data in LCA: Experiences in the Netherlands. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 1999; 4: 213-220.
- Burmaster DE, Anderson P. Principles of Good Practice for the Use of Monte Carlo Techniques in Human Health and Ecological Risk Assessments. *Risk Analysis* 1994; 14: 477-481.
- Chambers P, Guy M, Roberts E.S., Kent R, Charlton M.N., Gagnon C, et al. Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada, Environnement Canada. Environnement Canada, 2001.

- Decisioneering. Crystal Ball version 4.0. Forecasting and risk analysis for spreadsheet users, Denver, Colorado, USA, 1996.
- Environnement Canada. Inventaire National des Rejets de Polluants (INRP), 2008a.
- Environnement Canada. Sommaire des émissions de PCA, 2008b.
- Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H-J, Doka G, Dones R, Heck T, et al. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment 2005; 10: 3-9.
- Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, DeSchryver A, Struijs J, Van Zelm R. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, 2009.
- Goedkoop M, Spriensma R. The Eco-indicator 99 - A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report. PRé Consultants B.V. , 2001, pp. 144.
- Hauschild M, Potting J. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. The International Journal of Life Cycle Assessment 2006; 11: 11-13.
- Hauschild MZ. Assessing Environmental Impacts in a Life-Cycle Perspective. Environmental Science & Technology 2005; 39: 81A-88A.
- Hertwich EG, Peters GP. Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis. Environmental Science & Technology 2009; 43: 6414-6420.
- Huijbregts M. Application of uncertainty and variability in LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 1998a; 3: 273-280.
- Huijbregts M. Part II: Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment 1998b; 3: 343-351.
- Huijbregts MAJ, Breedveld L, Huppes G, de Koning A, van Oers L, Suh S. Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the world (1990 and 1995). Journal of Cleaner Production 2003; 11: 737-748.

- ISO. 14040 environmental management - life cycle assessment - life cycle impact assessment. In: International Organisation for Standardisation, editor, Geneva, 2000.
- ISO. 14044 International Standard Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines. In: International Organisation for Standardisation, editor, Geneva, Switzerland, 2006a.
- ISO. 14044 International Standard. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland, 2006b.
- Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, et al. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003; 8: 324-330.
- Lundie S, Huijbregts MAJ, Rowley HV, Mohr NJ, Feitz AJ. Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity. *Journal of Cleaner Production* 2007; 15: 819-832.
- Norris G. The requirement for congruence in normalization. *The international journal of Life Cycle Assessment* 2001; Volume 6, Number 2: 85-88.
- Rosenbaum R, Bachmann T, Gold L, Huijbregts M, Jolliet O, Juraske R, et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2008; 13: 532-546.
- Sleeswijk AW, van Oers LFCM, Guinée JB, Struijs J, Huijbregts MAJ. Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of The Total Environment* 2008; 390: 227-240.
- Statistique Canada. 2009.
- Stranddorf H, Hoffmann L, Schmidt A. Impact Categories, Normalisation and Weighting in LCA. *Environmental News*. 78. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 2005.

- Toffoletto L, Bulle C, Godin J, Reid C, Deschenes L. LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2007; 12: 93-102.
- Udo de Haes H, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild M, Hertwich E, Hofstetter P, et al. Life-cycle impact assesment: striving towards best practice. Brussels
Pensacola: SETAC, 2002.
- UNEP. United Nations Environment Programme - Environment for development, 2009.
- unfccc. Greenhouse Gas Inventory Data. 2009, 2009.
- United States Census Bureau. National and State Population Estimates - Annual Population Estimates 2000 to 2008, 2009.
- US Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service. Model Simulation of Soil Loss, Nutrient Loss, and Change in Soil Organic Carbon Associated with Crop Production, 2006.
- US Environmental Protection Agency. TRI Explorer - Toxics Release Inventory 2008, 2010.
- Voet E, Guinée JB, Udo de Haes HA. Heavy Metals in the Netherlands. *Sustainable Metals Management*, 2006, pp. 377-392.
- Weidema BP, Wesnæs MS. Data quality management for life cycle inventories--an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production* 1996; 4: 167-174.

CHAPITRE 5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Ce chapitre présente les résultats du calcul des FN-C, c'est-à-dire les impacts attribuables à la consommation individuelle Canadienne. En deuxième lieu, ces impacts sont comparés aux résultats obtenus en considérant les activités de production au Canada (FN-P).

5.1 Calcul des FN-C

La section suivante présente les impacts attribuables à la consommation individuelle Canadienne, calculés successivement en utilisant l'ACV-PRO, l'ACV-EIO et l'ACV hybride *augmentée*. Les impacts ont été calculés avec la méthode IMPACT 2002+. Les résultats sont ensuite comparés avec les impacts de la consommation individuelle Suisse.

5.1.1 Calcul des impacts relatifs à la consommation d'un citoyen canadien

1. En utilisant l'ACV-PRO

Résultats : Les impacts de la consommation Canadienne calculés à partir des données physiques sont présentés en unités dommage au Tableau 5.1. Les résultats pour les catégories problèmes sont fournis à l'Annexe 8. Ces impacts au niveau problème et dommage peuvent être utilisés comme FN. Par la suite l'interprétation sera faite au niveau dommage, qui présente l'information de manière plus synthétique.

Tableau 5.1: FN-C - catégories de dommage - ACV-PRO

Catégorie d'impact	Unité	Total
Santé humaine	DALY/pers.an	6,96E-03
Qualité des écosystèmes	PDF*m2*an/pers.an	3,06E+03
Changement climatique	kg CO2 eq/pers.an	1,02E+04
Ressources	MJ primaires/pers.an	1,80E+05

La contribution des 5 grands domaines de consommation est présentée à la Figure 5.1.

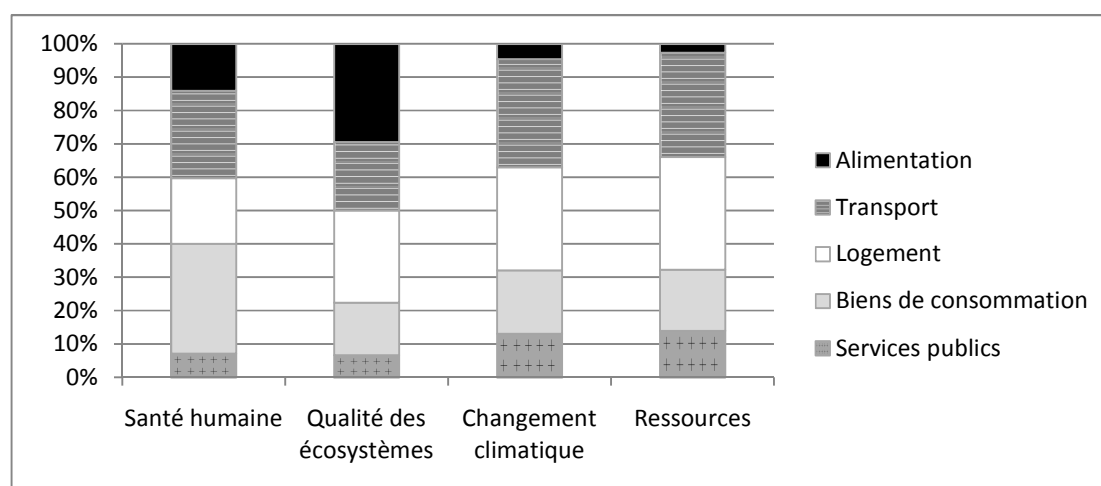


Figure 5.1 : Contribution des 5 domaines de consommation aux impacts dommages – ACV-PRO

Santé humaine : Les dommages sur la santé humaine proviennent essentiellement des biens de consommation (33%), du transport (26%) et du logement (20%). En ce qui concerne les biens de consommation, les impacts proviennent essentiellement du transport des marchandises importées, notamment du transport par camion (40% de l'impact des biens de consommation). Plus précisément, ce sont les oxydes d'azote (NO_x), les particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) et les oxydes de soufre (SO_x) émises lors de l'opération des camions qui entraînent des effets respiratoires, et par conséquent un impact sur la santé humaine. Les impacts du transport sont dominés par les impacts dus aux déplacements en véhicules individuels (78% de l'impact du transport). De même que pour l'importation des biens de consommation, les substances responsables de cet impact sont les NO_x , les $\text{PM}_{2.5}$ et les SO_x . En ce qui concerne le logement, environ 50% des impacts sur la santé humaine sont dus au chauffage des locaux et 24% à l'utilisation des appareils électroménagers. Le processus « électricité, bas voltage » qui intervient à la fois dans le chauffage des locaux et l'utilisation des appareils électroménagers est responsable à lui seul de 65% des impacts. La production d'électricité au Canada provient à environ 56% des centrales hydroélectriques, à 18% des centrales au charbon et à 14% des centrales nucléaires. Les substances entrant majoritairement en cause dans l'impact du secteur du logement sur la santé humaine sont encore une fois les NO_x , les $\text{PM}_{2.5}$ et les SO_x . Les centrales au charbon sont

reconnues pour émettre des NO_x et des PM. Bien que la proportion soit peu élevée, leur présence dans le mix électrique Canadien explique les impacts importants liés à l'utilisation d'électricité.

Qualité des écosystèmes : Les impacts sur la qualité des écosystèmes sont dominés par les secteurs de l'alimentation (29%) du logement (20%) et du transport (20%). Dans le domaine de l'alimentation, 60% des dommages sur la qualité des écosystèmes proviennent de la consommation de viandes et volailles, plus précisément de l'occupation des terres nécessaire à l'élevage des animaux. En ce qui concerne le domaine du logement, les impacts sont causés par le chauffage des locaux (60%) et l'utilisation des appareils ménagers (20%). C'est la production d'électricité qui est en cause dans les 2 cas, mais cette fois-ci, l'étape responsable est la distribution même de l'électricité, à laquelle est attribué des émissions de cuivre dans le sol, nocives pour les écosystèmes. Les impacts du transport sont directement attribuables aux véhicules individuels (85%), dont 50% proviennent de l'essence prise à la pompe. En termes de substances, les émissions de zinc dans le sol sont les premières contributrices à l'impact.

Changement climatique : Les secteurs principalement responsables des changements climatiques sont le transport (32%) et le logement (31%). En terme de substances, les émissions de CO₂ dominent largement, car responsables à 96% de l'impact. Le transport en véhicule individuel contribue à 82% aux impacts du transport, suivi du transport par avion (14% de l'impact du transport). En ce qui concerne le secteur du logement, le chauffage des locaux, le chauffage de l'eau et les appareils électroménagers contribuent respectivement à 55%, 18% et 17% de l'impact du logement. En termes de source d'énergie, l'électricité compte pour 46% des émissions de CO₂-eq, et le gaz naturel pour 44%. Il est possible de pousser encore plus loin l'analyse : 60% de l'impact du à l'utilisation d'électricité provient des centrales au charbon. Encore une fois, en dépit de leur faible proportion dans le mix électrique Canadien, ces centrales sont responsables d'une part importante de l'impact (13% de l'impact total sur les changements climatiques, tous secteurs confondus).

Ressources : Le secteur du logement contribue à 34% de l'impact sur les ressources, suivi du transport (31%). Dans le secteur du logement, le chauffage des locaux est responsable de 54% de l'impact, suivi du chauffage de l'eau (18%) et de l'utilisation des appareils électroménagers (18%). En analysant par source d'énergie, il apparaît que l'électricité compte pour 48% et le gaz naturel pour 44% de l'impact. La contribution importante de l'électricité est directement reliée à

la production d'électricité par les centrales au charbon, qui contribuent à elles seules à 30% de l'impact du secteur logement. Dans le secteur du transport, l'utilisation de véhicules individuels compte pour 83% de l'impact sur les ressources.

Limites du calcul : La base de données Ecoinvent est incomplète dans le domaine de l'alimentation. Certaines hypothèses ont dû être posées afin de réaliser la modélisation. Ainsi, les aliments correspondant au groupe « boulangerie » ont été modélisés par le processus « farine de blé », à défaut d'avoir un processus incluant leur cycle de vie complet. De la même manière, les différents fruits et légumes frais ne sont pas représentés et le processus « mouton, pour abattage » est le seul disponible pour modéliser la consommation de viande. Les impacts du secteur de l'alimentation sont donc vraisemblablement sous-estimés. Il en est de même pour le secteur des biens de consommation. L'hypothèse de représenter ce secteur par l'utilisation des infrastructures et le transport liés à l'importation des marchandises ne permet pas de calculer l'impact même des produits consommés. Néanmoins, utiliser l'ACV-PRO pour modéliser l'impact de chacun de ces produits nécessiterait des ressources temporelles importantes. Enfin, l'ACV-PRO est soumise à des troncatures importantes pouvant mener à une sous estimation des impacts d'environ 50% (Lenzen, 2001) (voir section 1.2.3). Ces limites de l'ACV-PRO amènent donc à considérer d'autres options pour la modélisation des impacts.

2. En utilisant l'ACV-EIO

Résultats : Les impacts de la consommation Canadienne évalués à partir des dépenses individuelles sont présentés au Tableau 5.2 en unités dommages. Les impacts pour les catégories de problèmes sont présentés à l'Annexe 8. Ces impacts niveau problème et dommage peuvent être utilisés comme FN. Par la suite, l'interprétation portera sur les dommages qui ne comptent que 4 catégories contre 14 catégories de problèmes.

Tableau 5.2: Impacts de la consommation individuelle - catégories de dommage - ACV-EIO

Catégorie de dommages	Unité	Total
Santé humaine	DALY/pers.an	4,79E-02
Qualité des écosystèmes	PDF*m2*an/pers.an	4,45E+04
Changement climatique	kg CO2 eq/pers.an	1,30E+04
Ressources	MJ primaires/pers.an	3,10E+05

La contribution des 5 grands domaines de consommation est présentée à la Figure 5.2.

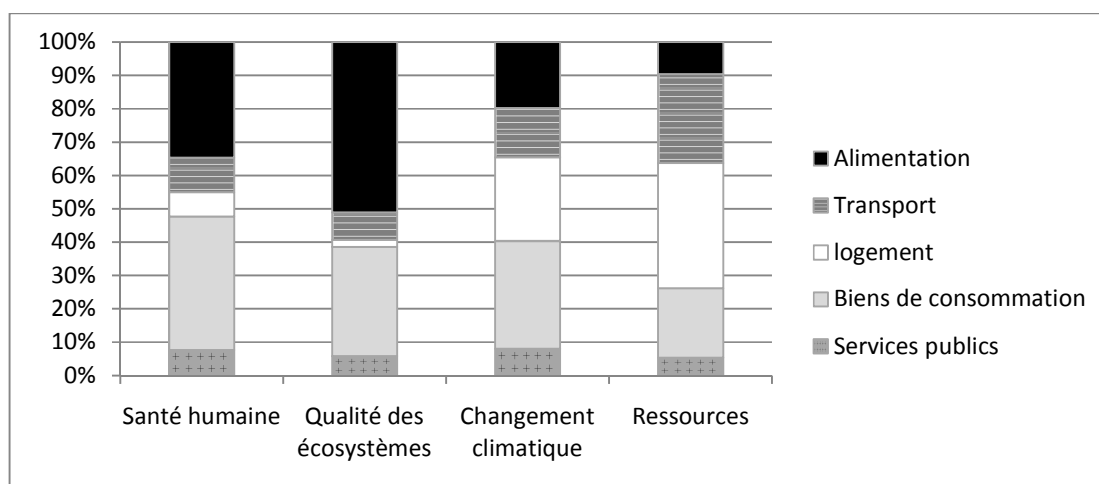


Figure 5.2 : Contribution des 5 domaines de consommation aux impacts dommages – ACV-EIO

Santé humaine : Les biens de consommation et l'alimentation causent la majeure partie des impacts sur la santé humaine (40% et 35% respectivement). Les impacts des biens de consommation sont reliés aux impacts des produits achetés en magasin (91%), par exemple les produits textiles (15%) ou l'équipement audio-visuel (12%). Au niveau des processus, il est possible de voir que les impacts des biens dépendent à 45% des « métaux non-ferreux, à l'exception du cuivre ». L'arsenic émis dans le sol est responsable de 65% des impacts sur la santé humaine des biens de consommation. Un lien peut être établi entre cette observation et la contribution du processus « métaux non-ferreux, à l'exception du cuivre » : les exploitations minières sont responsables d'importantes émissions de cuivre, zinc et arsenic du fait de

l'acidification des terrains alentours et de la solubilisation des métaux qui en résulte (Black et Craw, 2001). L'utilisation de métaux dans le cycle de vie des biens de consommations est donc liée à des émissions d'arsenic dans l'environnement. Dans le secteur alimentaire, le secteur économique des fruits et légumes compte pour 35% des impacts, suivi du secteur « viande » (28%). Ce sont les particules (PM₁₀ et PM_{2.5}) qui sont principalement responsable de l'impact de l'alimentation.

Qualité des écosystèmes : L'alimentation domine les impacts sur la qualité des écosystèmes (51%). Les biens de consommation contribuent ensuite à 33%. Le secteur économique de la viande compte pour 50% des impacts de l'alimentation. Ce résultat découle de l'occupation des terres nécessaire à l'élevage. Il peut être relié au constat suivant : les impacts sur la qualité des écosystèmes du secteur alimentaire sont causés à 75% par l'occupation de terres arables. En ce qui concerne le secteur des biens de consommation, les impacts sont attribuables à 90% aux produits achetés (16% pour les produits textiles, 15% pour l'équipement audiovisuel...). En termes de processus, ce sont les « minerais de cuivre » et de « métaux non ferreux à l'exception du cuivre » qui sont en cause. 64% de l'impact des biens de consommation sur la qualité des écosystèmes est dû aux émissions de cuivre dans le sol. Le même raisonnement que celui expliquant l'impact des biens de consommation sur la santé humaine peut être appliqué, à savoir que les activités minières sont responsables d'importantes émissions de zinc, cuivre et arsenic dans le sol (Black et Craw, 2001).

Changement climatique : Les biens de consommation, le logement et l'alimentation comptent respectivement pour 32%, 25% et 20% des impacts sur le changement climatique. Dans le secteur des biens de consommation, on retrouve comme principaux contributeurs les achats en magasin (88%), dont les produits textiles, les meubles, les équipements électroniques... Les émissions de GES émises lors du cycle de vie des biens de consommations proviennent essentiellement de la production et distribution d'électricité, tous produits confondus. La production et la distribution d'électricité compte pour 94% de l'impact du logement sur les changements climatiques. La contribution du secteur de distribution de gaz naturel s'en trouve faible en comparaison (6%). La contribution de l'alimentation aux changements climatiques se trouve partagée entre les fruits et légumes (30%), la viande (24%), les produits laitiers (15%) et les boissons (14%).

Ressources : La consommation de ressources est attribuable en majorité aux secteurs du logement (37%), du transport (27%) et des biens de consommation (21%). Dans le secteur du logement, 80% de la consommation des ressources provient du secteur du gaz naturel. Le reste est attribuable au secteur de la production et distribution d'électricité. En termes d'inventaire, les ressources principalement consommées sont du pétrole brut et du gaz naturel, en proportions égales. La raison de ce résultat est que le secteur de distribution de gaz naturel fait appel au secteur « pétrole brut et gaz naturel » qui inclut donc autant les exploitations de pétrole que celles de gaz naturel. Le transport en véhicule individuel consomme 90% des ressources du secteur du transport. Les secteurs en cause sont ceux reliés au marché du pétrole, c'est-à-dire le secteur des exploitations de « pétrole brut et gaz naturel » ainsi que le secteur des « raffineries de pétrole ». En ce qui concerne le secteur des biens de consommation, les impacts sont encore une fois attribuables aux produits achetés (autres qu'alimentaires) à 90%. Tous produits confondus, le secteur responsable en majorité de la consommation des ressources est le secteur du « pétrole brut et gaz naturel ». Malheureusement la construction des bases de données IO est telle qu'il n'est pas possible de déterminer les produits qui utilisent principalement ce secteur.

Limites du calcul : Les bases de données EIO permettent de davantage de modéliser les impacts des secteurs alimentaire et des biens de consommation que les bases de données Ecoinvent, car plus complètes dans ces domaines. Ainsi, il apparaît que les métaux intervenant dans le cycle de vie des produits achetés en magasin engendrent un impact important sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes.

L'ACV-EIO présente néanmoins certaine lacunes. La contribution du transport au changement climatique est plus faible que lorsque l'ACV-PRO est utilisée. De plus, dans le secteur du logement, la quasi-totalité des impacts du changement climatique est attribuable à la production et distribution d'électricité, par opposition au secteur du gaz naturel qui n'y contribue presque pas. Ces deux résultats sont attribuables au fait que la phase d'utilisation n'est pas incluse en ACV-EIO (Lenzen, 2001; Bilec *et al.*, 2006; Junnila, 2006) (voir section 1.2.3). Les impacts sur le changement climatique des domaines du transport et du logement, pour lesquels la phase d'utilisation est importante, sont donc sous-estimés.

De plus, les secteurs économiques répertoriés dans la base de données US IO 98 regroupent souvent plusieurs types de produits (Lenzen, 2001; Bilec *et al.*, 2006; Junnila, 2006) (voir section 1.2.3). Ainsi, le secteur de distribution du gaz naturel appelle le secteur des exploitations de

« pétrole brut et gaz naturel », qui inclut donc les exploitations de pétrole. Les impacts du logement sur les ressources sont donc vraisemblablement sur estimés.

3. En utilisant une méthodologie hybride

Résultats : Les impacts dommages sont présentés au Tableau 5.3. Les impacts des catégories problème sont présentés à l'Annexe 8. Les impacts problèmes et dommages peuvent directement être utilisés comme FN. Par la suite, l'interprétation portera sur les dommages uniquement.

Tableau 5.3: Impacts de la consommation individuelle - catégories de dommage – ACV hybride

Catégorie de dommages	Unité	Total
Santé humaine	DALY/pers.an	4,26E-02
Qualité des écosystèmes	PDF*m2*an/pers.an	4,14E+04
Changement climatique	kg CO2 eq/pers.an	1,43E+04
Ressources	MJ primaire/pers.an	2,28E+05

Les résultats de l'ACV-hybride sont comparés aux résultats des ACV-PRO et ACV-EIO en termes d'amplitude et de contribution des domaines de consommation (Figure 5.3).

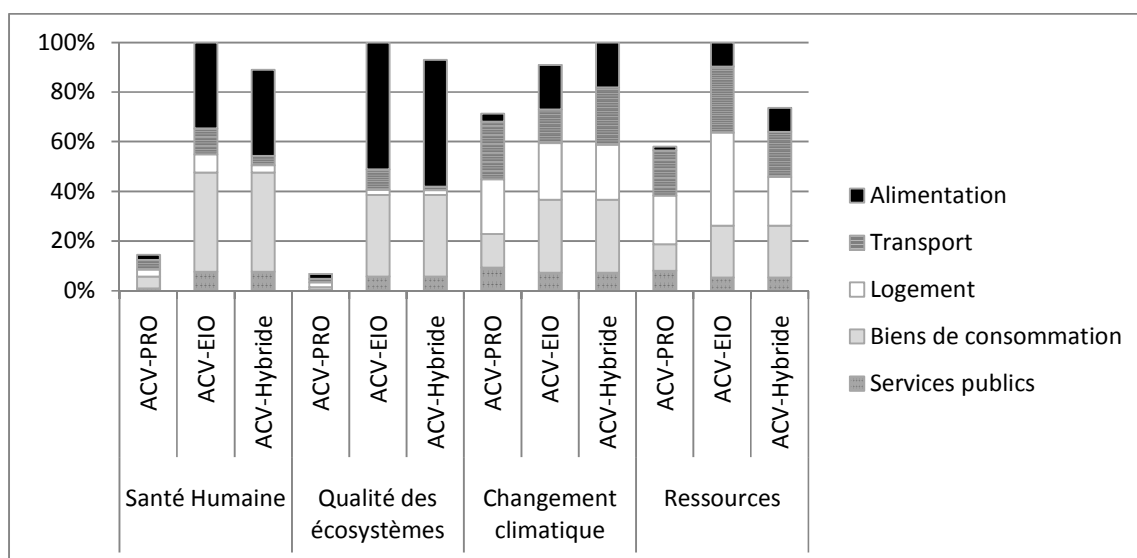


Figure 5.3 : Comparaison des résultats des ACV-PRO, ACV-EIO et ACV-hybride

L'ACV hybride donne des résultats proches de ceux de l'ACV-EIO pour les impacts sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Ces similitudes proviennent de l'utilisation de l'ACV-EIO pour modéliser les impacts de l'alimentation et des biens de consommation dans le bilan hybride, ces deux domaines étant les principaux contributeurs aux dommages sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes. L'ACV-PRO ne permettant de modéliser qu'une partie des impacts dans ces deux domaines, les scores obtenus sont 6 et 10 fois inférieurs à ceux de l'ACV hybride pour la santé humaine et la qualité des écosystèmes respectivement. Le score d'impact de l'ACV hybride pour les changements climatiques inclut les impacts de la phase d'utilisation des domaines du transport et du logement (ACV-PRO) ainsi que les impacts associés à bon nombre de produits de consommation, alimentaires et non-alimentaires (ACV-EIO). Le résultat de cette combinaison donne un score d'impact plus élevé pour l'ACV-hybride que pour les ACV-PRO et ACV-EIO. L'ACV hybride calcule un impact sur les ressources intermédiaire entre l'ACV-PRO et l'ACV-EIO, qui est portée à surévaluer les impacts reliés au gaz naturel.

Limites du calcul : L'ACV hybride telle qu'utilisée précédemment permet de compléter des manques dans les ACV-PRO et ACV-EIO. Néanmoins, l'analyse hybride est réalisée ici de manière très simpliste. Une ACV hybride à *échelle* fournirait vraisemblablement de meilleurs résultats. Elle permettrait ainsi, pour des domaines tels que les biens de consommation et les services publics, de modéliser l'utilisation des bâtiments ainsi que la phase d'utilisation des étapes de transport au moyen de l'ACV-PRO, et de modéliser tous les éléments restants au moyen de l'ACV-EIO (Suh et Huppes, 2005).

5.1.2 Comparaison de la consommation individuelle canadienne avec la consommation individuelle suisse

Résultats : Les impacts de la consommation Canadienne sont comparés aux impacts de la consommation Suisse, en termes d'amplitude et de contribution des domaines de consommation (Figure 5.4). Afin de faciliter l'interprétation, la comparaison est faite au niveau dommage uniquement. Cette comparaison permet de vérifier que les aspects de la consommation Suisse engendrant le plus d'impacts environnementaux ont bien été pris en compte dans le bilan Canadien.

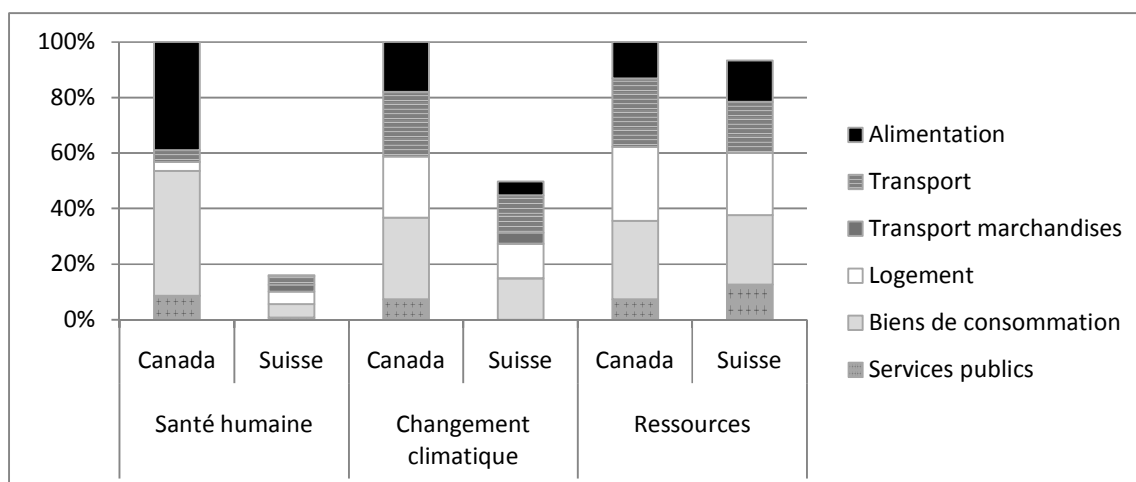


Figure 5.4 : Comparaison des consommations individuelles Canadienne et Suisse

L'ACV-EIO utilisée pour le bilan Suisse utilise l'analyse input output étendue qui recense 37 secteurs économiques Suisses. Les bases de données input output utilisées pour le bilan de consommation Canadien correspondent à l'économie des Etats-Unis en 1998, et recensent 481 secteurs économiques. Une première source de différence entre les deux bilans est donc la disparité des bases de données économiques utilisées, dans le sens où la base de données input-output pour les Etats-Unis est plus complète que la base de données input-output Suisse.

Santé humaine : L'impact de la consommation Canadienne sur la santé humaine est supérieur d'un facteur 6 à l'impact de la consommation Suisse. L'amplitude des impacts du logement et du transport étant relativement similaire dans les deux pays, la différence provient essentiellement des secteurs alimentation et biens de consommation. Les citoyens Canadiens dépensent environ 3000 \$CAN/an en alimentation et 8700 \$CAN/an en biens de consommation. Les citoyens Suisses dépensent environ 3600 \$CAN/an en alimentation et 9600 \$CAN/an en biens de consommation. La différence entre les sommes dépensées dans ces deux secteurs au Canada et en Suisse n'est pas suffisamment importante pour expliquer une telle différence. Il est donc probable que les différences observées proviennent des différences entre les tables input output utilisées : étant donné que le nombre de secteurs considérés en Suisse est très inférieur aux nombre de secteurs de US Input Output 98, il est possible que certains aspects des secteurs alimentaires et des biens de consommation ne soient pas pris en compte dans le bilan Suisse.

Qualité des écosystèmes : L'OFEV ne fournit pas de résultats orientés dommages pour la qualité des écosystèmes.

Changement climatique : La consommation individuelle au Canada émet deux fois plus de GES que la consommation Suisse. Au Canada comme en Suisse, les domaines de consommation responsables de ces émissions sont les biens de consommation, le transport et le logement, dans des proportions similaires (soit 30%, 23% et 22% respectivement au Canada). L'OFEV ne calcule pas les émissions de gaz à effet de serre reliées aux services publics. Un citoyen Suisse parcourt en moyenne 17000 km par an, dont environ 10000 km en voiture, et 2000 km en train. Un citoyen Canadien parcourt en moyenne 21000 km par an, dont 16000 km en voiture, et seulement 46 km en train. Ces différences au niveau de l'inventaire expliquent le facteur 2 existant entre les impacts du transport en Suisse et au Canada. Bien que le transport ferroviaire ne contribue pas à la majeure partie des impacts du transport, il peut être intéressant de noter que les trains roulent principalement à l'électricité en Europe, alors qu'ils sont propulsés au diesel au Canada. Dans le domaine du logement, l'OFEV ne fournit pas de détail sur l'utilisation des bâtiments par type d'énergie et par type d'usage. Il est néanmoins possible de formuler des hypothèses expliquant que les émissions de GES dans ce domaine soient plus élevées au Canada qu'en Suisse (3,15E+03 kg-eq CO₂ contre 1,77E+03 kg-eq CO₂). Par ailleurs les impacts calculés pour la Suisse incluent les phases de construction et démolition. L'écart serait donc plus important si seules les phases d'utilisation étaient comparées. Le mix électrique Canadien compte une proportion plus élevée d'énergie fossile que le mix électrique Suisse, soit 29% au Canada contre 11% en Suisse (voir Annexe 9). En contrepartie, le chauffage des logements (eau et locaux) en Suisse se fait principalement à base de mazout (49%) (Office fédéral de la statistique Suisse, 2004), alors que les logements Canadiens utilisent préférentiellement le gaz naturel (47%) (Office de l'efficacité énergétique, 2009c), qui émet moins de GES (voir Annexe 9). Les différences de contexte énergétiques et technologiques ne permettent pas ici d'expliquer les différences observées au niveau des impacts sur les changements climatiques. Il est néanmoins possible d'explorer la piste des habitudes Suisses et Canadiennes. Le Canada est reconnu pour avoir des écarts de températures très importants entre l'hiver et l'été. Ainsi, au Canada la température moyenne dans les principales zones habitées (c'est-à-dire au sud du Canada) tourne autour de -10°C au mois de janvier (Ressources naturelles Canada, 2003). En revanche, au mois de janvier, la température moyenne dans les principales villes Suisses (Zurich, Genève, Bâle,

Lausanne et Berne) est proche de 0°C (Office fédéral de météorologie et de climatologie MétéoSuisse, 2005). Les activités de chauffage sont donc vraisemblablement plus importantes au Canada qu'en Suisse, en posant l'hypothèse qu'elles ne sont pas compensées par une meilleure efficacité énergétique des bâtiments, d'où des émissions plus importantes de GES au Canada qu'en Suisse.

Ressources : La consommation de ressources par personne au Canada s'élève à 2,3E+05 MJ primaire/an. La consommation de ressources Suisse est 10% inférieure à la consommation Canadienne. En Suisse comme au Canada, ce sont les secteurs du logement et du transport qui sont responsables de l'impact. Leur contribution est similaire dans les deux pays (28%, 27% et 25% respectivement au Canada).

D'ordinaire, il est possible de s'attendre à ce que les contributions observées pour les changements climatiques se retrouvent pour les ressources, du fait des corrélations qui existent entre la combustion de ressources non renouvelables et l'émission de GES. La proportion élevée d'énergie nucléaire, qui engendre une consommation élevée de ressources tout en limitant les émissions de GES, dans le mix énergétique Suisse (Annexe 9) pourrait expliquer pourquoi les mêmes écarts ne se retrouvent pas entre les résultats Suisse et Canadiens pour les changements climatiques et la consommation de ressources. Cette observation est surtout valable pour les domaines du logement et des biens de consommation.

Conclusions : Les différences observées en termes d'impact peuvent provenir autant de différences entre les habitudes de vie et de consommation au Canada et en Suisse que de différences dans les contextes énergétiques et technologiques des deux pays ou de différences dans les méthodologies employées. Si les impacts sur la santé humaine diffèrent fortement d'un pays à l'autre, vraisemblablement du fait de l'utilisation de deux bases de données EIO différentes, les impacts sur les changements climatiques et la qualité des écosystèmes diffèrent d'un facteur égal ou inférieur à 2, et ces différences sont interprétables. Cette comparaison valide donc le bilan Canadien et illustre le fait que les principaux aspects de la consommation Canadienne ont bien été pris en compte.

5.2 Comparaison des FN-P et des FN-C

Dans cette section, les FN-P obtenus en considérant l'inventaire des émissions de polluants et d'extraction des ressources sont comparés aux FN-C calculés au moyen d'un bilan de la consommation individuelle. Dans ce dernier cas, l'approche retenue est l'ACV-hybride.

1. Comparaison en termes d'amplitude

Une première base de comparaison est l'amplitude des impacts calculés par les deux approches. Cette comparaison a été réalisée en considérant les impacts problèmes (Annexe 10) et les impacts dommages (Figure 5.5). Au niveau problème les résultats sont très mitigés est les impacts liés à la production sont supérieurs à ceux de la consommation pour 7 catégories de dommage (sur 14). Afin de simplifier l'interprétation, celle-ci sera menée au niveau dommage.

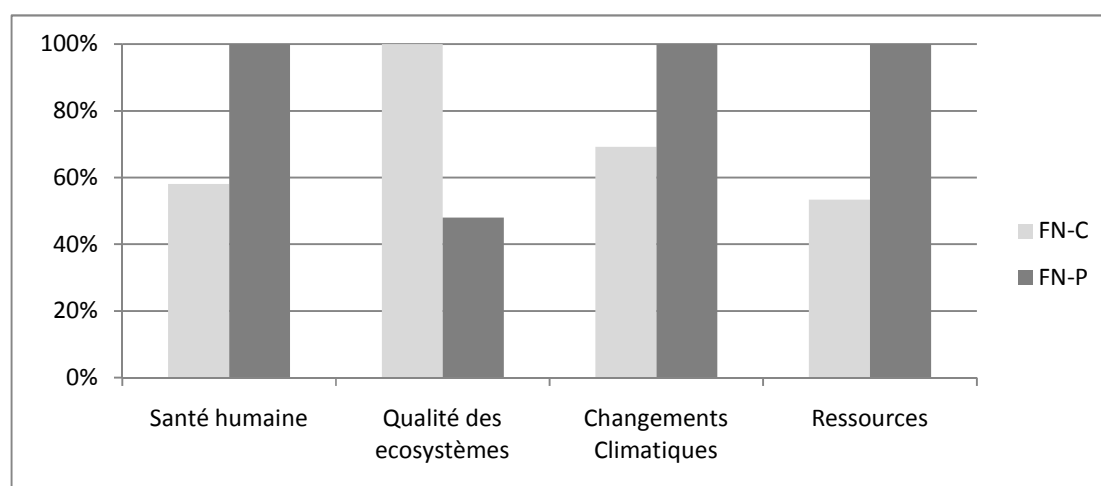


Figure 5.5 : Comparaison des FN-P et FN-C pour le Canada - catégories de dommage

Il apparaît que pour les catégories de dommage santé humaine, changement climatique et ressources, les FN-C représentent 50 à 70% des FN-P. Le résultat inverse est observé pour la qualité des écosystèmes, pour laquelle les FN-P représentent 50% des FN-C.

Dans ce dernier cas, l'écart provient en partie du fait que le FN-P ne prend pas en compte la catégorie de problème « occupation des terres ». Or l'occupation des terres arables est la principale cause d'impact du secteur de l'alimentation, qui compte pour près de la moitié des impacts de la consommation individuelle sur la qualité des écosystèmes.

Les résultats de la catégorie « ressources » peuvent être validés en utilisant un troisième type de calcul. À partir des inventaires relatifs aux ressources (ressources énergétiques et minérales) produites au Canada, et de données sur les exportations et les importations de ces ressources, il est possible de calculer l'impact attribuable à la seule consommation Canadienne, au moyen de la formule 1.3 :

$$\text{Consommation} = \text{Production} + \text{Importations} - \text{Exportations} \quad (1.3)$$

Cet impact calculé par une approche descendante (« top-down ») peut être comparé à l'impact sur les ressources calculé au travers du bilan de consommation individuel. Il se trouve que les résultats sont très proches : 228 GJ primaires/pers.an en utilisant le bilan de consommation, contre 250 GJ primaires/pers.an en utilisant l'inventaire de consommation des ressources. Ce constat joue en faveur de la comparabilité des deux séries de résultats.

Les observations réalisées en comparant les deux approches peuvent donc être interprétées de la façon suivante :

- Il existe une différence entre les activités de consommation d'un pays et les activités se déroulant effectivement au sein de ses frontières.
- Dans ce cas-ci, une partie des impacts ayant lieu au Canada peut être attribuable à une consommation étrangère, à l'exception des impacts sur la qualité des écosystèmes.
- Les différences peuvent néanmoins provenir des différences entre les méthodologies employées, qui ne présentent pas les mêmes forces ni les mêmes lacunes.

2. Comparaison en termes de méthodologie

Les calculs des FN-P et FN-C utilisent deux méthodologies différentes, ce qui rend difficilement interprétable la comparaison des résultats. Les sources principales d'incertitude relatives aux deux calculs sont présentées au Tableau 5.4. D'une manière générale, il est reconnu que l'approche utilisant la consommation est plus difficile à mettre en œuvre et génère plus d'incertitude (Wilting et Ros, 2009). L'approche utilisée ici est une approche « bottom-up » qui reconstruit les habitudes de consommation des citoyens Canadiens. Elle est donc soumise aux

choix, hypothèses et troncatures inévitables inhérentes à la phase d'inventaire. Les processus ACV-PRO utilisés sont également empreints de ces incertitudes.

Le calcul des FN-P est moins soumis à ces problèmes. Les incertitudes proviennent plutôt de la complétude des données d'émissions, qui proviennent des déclarations d'installations.

Tableau 5.4: Sources d'incertitude (mineures : + à majeures : +++) relatives au calcul des FN-P et FN-C Canadiens

Type d'incertitude	FN-P		FN - C	
	Importance	Commentaire	Importance	Commentaire
Incertitude des paramètres				
Fiabilité	+	Données provenant d'inventaires nationaux et de sites officiels	+	Données provenant de sites officiels
Complétude	+++	Emissions non reportées dans les inventaires en dessous du seuil de déclaration agriculture, transport, construction inclus seulement pour les PAC	+++	Troncatures de l'ACV-PRO
<i>Phase d'utilisation</i>	++		++	Exclue de l'ACV-EIO
Corrélation temporelle	+ / ++	Données de 2005, sauf exceptions	+ / ++	Données de 2005, sauf l'alimentation (2002)
Corrélation géographique	+		+++	<i>Ecoinvent</i> (Europe) et <i>US IO 98</i> (Etats-Unis)
Manque de données	++ / +++	Dépend des catégories d'impact (e.g. écotoxicité)	++ / +++	Dépend des domaines de consommation
<i>Agrégation</i>	+++	e.g. Métaux	+++	Secteurs de l'ACV-EIO agrégés
Autres sources d'incertitude et de variabilité				
Incertain due aux choix	+ / ++	Ne s'applique que lorsque l'émission n'est pas disponible au Canada	+++	Choix des aspects de la consommation à modéliser, hypothèses...
Variabilité temporelle	++	Faible mais présence de tendances ou changements brusques pour certaines émissions	++	Consommation/PIB en constante évolution

Dans le cas de l'ACV hybride, une partie du bilan est réalisée au moyen des tables EIO, qui sont construites à partir des inventaires nationaux. Les incertitudes reliées au calcul des FN-P se retrouvent également dans le calcul des FN-C.

Il y a donc, d'une manière générale, des différences sur la nature et l'importance des incertitudes introduites.

Conclusion: la construction d'un bilan hybride de la consommation individuelle Canadienne a permis de conjuguer les forces et les faiblesses des ACV-PRO et EIO. L'ACV-PRO a été utilisée pour calculer les impacts des produits ayant une phase d'utilisation importante et alors que l'ACV-EIO a permis le calcul des impacts de tous les autres produits, minimisant ainsi les erreurs liées aux troncatures. La comparaison des bilans Canadiens et Suisse a permis de vérifier que tous les principaux aspects de la consommation Canadienne avaient bien été pris en compte. Cette comparaison s'appuie notamment sur les contributions des différents secteurs de consommation aux impacts totaux en Suisse et au Canada. Ainsi les biens de consommation, le transport, logement et l'alimentation contribuent respectivement à 29%, 23%, 22% et 18% à l'impacts sur les changements climatiques au Canada, contre en 30%, 27%, 25% et 10% Suisse, ce qui est relativement semblable. La différence d'amplitude entre les impacts Canadiens et Suisses (e.g. l'impact de la consommation Canadienne sur les changements climatiques est 2 fois supérieur à celui de la consommation Suisse) peut en revanche être attribuée à des différences dans les habitudes de consommation.

Les impacts de la consommation individuelle Canadienne peuvent être utilisés comme FN. La comparaison des FN-C et des FN-P a montré que pour 3 catégories de dommage les FN-P sont environ 2 fois supérieurs aux FN-C. Bien que difficilement interprétables du fait des différences méthodologiques, ces résultats montrent une différence entre les activités de production et de consommation au Canada, tel que confirmé par l'observation des importations et exportations Canadiennes d'énergie et de minéraux.

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1 Forces et faiblesses relatives au calcul des FN-P et de l'incertitude

Le calcul des FN pour le Canada vient combler un manque, car les études ACV réalisées jusqu'alors dans ce contexte utilisaient d'autres zones géographiques comme référence (Europe (Jolliet *et al.*, 2003) ou États-Unis (Bare *et al.*, 2006)). Les FN disponibles dans la littérature utilisent une approche basée sur la production et sont calculés à partir d'inventaires d'émissions (Breedveld *et al.*, 1999; Huijbregts *et al.*, 2003a; Jolliet *et al.*, 2003; Bare *et al.*, 2006; Sleeswijk *et al.*, 2008). Le fait de calculer les FN Canadiens en suivant la même méthodologie permet de comparer les résultats obtenus avec ceux de la littérature, et par conséquent de réaliser un contrôle de l'inventaire Canadien.

Néanmoins, le calcul des FN-P pour le Canada montre quelques limites, en grande partie attribuables aux données d'inventaire (E). Tout d'abord, l'inventaire d'émissions Canadien compte 299 substances, alors que l'inventaire US en compte près de 500 (Bare *et al.*, 2006). Certaines substances ne sont donc pas déclarées au Canada. Certaines catégories de substances telles que les pesticides sont particulièrement affectées par ce manque. De plus, l'INRP fournit des données d'émission provenant de déclarations d'industries. Cet inventaire ne prend donc pas en compte certains domaines tels que le domaine résidentiel, l'agriculture ou le transport privé. Toutes les industries ne sont pas non plus tenues de fournir une déclaration : la déclaration n'est obligatoire qu'au-delà d'un certain seuil d'émission. Par exemple, pour les substances dites « du groupe 1 », le seuil de déclaration est de 10 tonnes par an (Environnement Canada, 2008a). Un autre problème provient du fait que certaines données sont reportées sous la forme de termes vagues tels que « métaux et composés ». Cela pose un problème lors de l'évaluation des impacts, car s'il existe un FC pour le « métal », il est en revanche plus difficile de modéliser l'impact des « composés ». Dans notre calcul, le même FC a été appliqué pour un « métal » et « ses composés ». La conséquence est une surestimation de l'impact des « métaux et composés ». Cette surestimation est particulièrement importante dans le cas du calcul des FN aux États-Unis, où les

composés de l'arsenic comptent pour 98% du FN effets cancérigènes, ce qui entraîne une différence de 2 ordres de grandeur avec les FN Canadiens et Européens.

L'incertitude qui a été calculée pour les FN-P peut être directement utilisée par les praticiens de l'ACV pour nuancer leurs conclusions basées sur les scores normalisés. Malgré son importance et les nombreuses recommandations présentes dans la littérature (Huijbregts *et al.*, 2003a; Sleeswijk *et al.*, 2008), cette incertitude n'avait jamais été calculée auparavant. Cependant, le calcul tel que réalisé ici ne permet de capter qu'une partie de l'incertitude totale. La méthode utilisée ici pour évaluer l'incertitude des paramètres est une méthode semi-quantitative qui vise à évaluer la qualité des données. Idéalement, le calcul serait réalisé à partir de valeurs réelles. Par exemple, il pourrait être intéressant de demander aux entreprises de réaliser plusieurs mesures (s'il s'agit d'échantillonnage) ou au moins de donner une plage de valeurs (s'il s'agit d'estimations). Cela permettrait de définir des distributions sur les valeurs d'émissions qui reflèteraient mieux la réalité. De plus, certains aspects tels que l'absence de certaines données d'inventaire n'ont pas été pris en compte. Dans le cas où une substance était identifiée comme contributeur principal à un impact en Europe ou aux États-Unis et que cette substance est absente de l'inventaire Canadien, alors il était possible d'estimer l'émission Canadienne en extrapolant les émissions Européennes ou US. Par contre, le manque de donnée est problématique si une substance ne contribue pas significativement à l'impact en Europe et aux États-Unis, mais serait potentiellement un gros contributeur au Canada, sans pour autant que ses émissions aient été rapportées.

En ce qui concerne la variabilité temporelle, l'incertitude calculée correspond en réalité à l'erreur faite en choisissant l'année 2005 comme année de référence plutôt qu'une autre année. Cette approche ne prend pas en compte le fait que les valeurs d'émission peuvent suivre des tendances⁵ dans le temps. Si tel est le cas, ou si la mise en place d'une nouvelle réglementation fait en sorte que les émissions se retrouvent brusquement ramenées à un certain seuil, alors la seule alternative possible pour prendre ces changements en compte dans le calcul des FN est tout simplement de renouveler le calcul périodiquement. La mise à jour par Sleeswijk *et al.* (2008) des résultats obtenus par Huijbregts *et al.* (2003), pour un laps de temps de 5 ans (entre 1995 et 2000) a montré

⁵ Tendance croissante ou décroissante

des changements importants pour certaines catégories d'impact (e.g. 1 ordre de grandeur pour la toxicité humaine). Il semble donc raisonnable de réitérer le calcul tous les 5 à 10 ans.

De plus, ces mises à jour régulières devraient permettre un suivi des améliorations résultant de l'apparition de réglementations. Ainsi, il sera possible de voir si les seuils fixés sont vraiment atteints ainsi que les effets positifs qui en résultent en termes de réduction de l'impact total. Un autre avantage serait de pouvoir vérifier qu'il n'y a pas un déplacement des impacts. Par exemple, si une substance est interdite, mais remplacée par une autre toute aussi nocive, ou engendrant un nouveau type d'impact, ce phénomène sera visible lors du calcul des FN (à condition que les nouvelles substances fassent elles aussi l'objet de déclarations). La Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement (LPCE) (Ministère de la justice du Canada, 1999) redéfinit ainsi régulièrement la liste des substances d'intérêt prioritaire dont les émissions doivent être reportées. Un calcul des FN à intervalle de temps régulier permettra de prendre en compte l'apparition de ces nouvelles substances, identifiées comme problématiques par la LPCE.

La comparaison des FN de 3 zones géographiques a permis d'une part de réaliser un contrôle de l'inventaire Canadien, et d'autre part de mettre en évidence une variabilité spatiale, due à la différence entre les activités économiques et industrielles des différents pays et continents. Par exemple, le FN Canadien est 3 fois supérieur au FN des États-Unis pour les effets respiratoires, en équivalent par habitant et par année. Les PM_{10} , $PM_{2.5}$ et NO_x sont les principaux contributeurs dans les deux pays, et dans des proportions semblables. Néanmoins, les émissions de PM_{10} et $PM_{2.5}$ au Canada sont respectivement 4 et 3 fois supérieures en équivalent par habitant qu'aux États-Unis. Dans ce cas-ci, les différences proviennent donc plutôt de la densité de population que des activités de production. En revanche, le benzo(a)pyrène est le principal contributeur au FN pour les effets cancérigènes au Canada (77%) alors qu'il ne compte que pour 38% en Europe, où l'impact est dominé par les dioxines (50%). Dans ce cas-ci, les FN sont du même ordre de grandeur dans les deux zones, donc les différences peuvent être reliées aux activités de production. Une limite de cette comparaison serait que les différences observées peuvent également être attribuables à des différences dans la réglementation concernant les déclarations. Par exemple, il n'existe pas de seuil quantitatif de déclaration pour les dioxines au Canada (Environnement Canada, 2008a) alors que ce seuil est de 0,1 gramme/an aux États-Unis (US Environmental Protection Agency, 2010). Une autre source de différence serait la manière de comptabiliser ces émissions (exemple : une valeur agrégée a été utilisée pour prendre en compte

les « COV » aux États-Unis et au Canada, alors que l'inventaire Européen (Jolliet *et al.*, 2003) utilise des valeurs d'émission individuelles pour ces substances). Néanmoins, une grande partie des différences observées a pu être interprétée en rapport avec les activités économiques et industrielles des pays, ce qui permet de conclure que les contextes sont suffisamment différents pour justifier l'emploi de FN géographiquement adaptés.

Enfin, l'incertitude due au modèle a été évaluée en recalculant des FN de chaque zone géographiques en utilisant trois méthodes EICV différentes : IMPACT 2002+, TRACI et LUCAS. L'inventaire d'émissions (E) étant fixé, les différences observées sont dues à l'utilisation de modèles de caractérisation différents. La comparaison a été effectuée sur la base des principaux contributeurs. Les différences sont particulièrement importantes pour 4 catégories de problèmes: effets cancérigènes, effets non-cancérigènes, écotoxicité et smog photochimique, qui sont des catégories d'impact régionales ou locales. Cette observation permet de mettre en évidence le fait qu'un calcul de FN à l'échelle mondiale nécessite l'utilisation d'une méthode d'évaluation des impacts qui permette de prendre en compte les spécificités régionales, voire locales, à travers le monde.

6.2 Forces et faiblesses du calcul des FN-C

Calculer des FN sur la base de la consommation permet d'offrir une vision plus juste (i.e. équitable) des impacts d'un pays. Le fait de considérer cet aspect représente déjà une originalité, car ce n'est pas l'approche qui est utilisée traditionnellement.

Ici, les FN-C ont été calculé à partir d'une approche « bottom-up », c'est-à-dire basée sur la construction d'un arbre des processus. La méthodologie ACV *hybride augmentée* permet de combiner les forces et les faiblesses des ACV-PRO et ACV-EIO. La comparaison avec les impacts de la consommation du citoyen Suisse a permis de vérifier que les principaux produits et services ont bien été pris en compte dans le bilan Canadien. Néanmoins, cette méthodologie est assez simpliste, et il pourrait être intéressant de pousser le calcul un peu plus loin en réalisant par exemple une ACV hybride à *échelle*.

Si les données primaires utilisées correspondent bien au contexte Canadien, en revanche les données secondaires proviennent de contextes différents, ce qui implique des modes de production d'énergie, des transports, et d'une manière générale, des technologies différentes. Ainsi, en utilisant la base de données Ecoinvent (Frischknecht *et al.*, 2007) pour l'ACV-PRO, on considère que les technologies sont les mêmes en Europe et au Canada. Dans le cas de l'ACV-EIO, le fait d'utiliser la base de données *US Input Output 98* présuppose que les relations entre les secteurs économiques ainsi que les technologies sont les mêmes aux États-Unis et au Canada.

Enfin, une limitation majeure du calcul des FN-C provient du fait que les impacts des produits importés ne sont pas calculés en lien avec leurs contextes géographiques respectifs. En effet, un avantage de calculer des FN-C par rapport aux FN-P est justement de pouvoir étudier le déplacement des impacts d'un pays à l'autre, conséquence de la mondialisation. Il est donc important de pouvoir quantifier les impacts déplacés. Par exemple si un produit consommé au Canada provient en réalité de Chine, il faudrait pouvoir calculer les impacts de ce produit dans un contexte Chinois, c'est-à-dire en adaptant les modes de production. Une manière de parvenir au résultat serait d'utiliser d'une part les tables IO Canadiennes pour connaître exactement la provenance de tous les produits importés. D'autre part, en conservant l'exemple d'un produit de Chine consommé au Canada, il faudrait coupler les tables IO Chinoises avec les inventaires d'émissions du pays pour connaître les impacts associés à chacun des secteurs industriels. Une autre solution serait d'utiliser une approche « bottom up » et de réaliser une ACV de tous les produits importés dans leur contexte d'origine. Dans un cas comme dans l'autre, le manque de données et le temps à investir constituent de véritables freins au calcul.

6.3 Problématique de la définition des frontières : production ou consommation?

Les sections 6.1 et 6.2 discutaient des problèmes inhérents au calcul des FN-P et FN-C. Cette section présente plutôt une réflexion sur le choix de l'une ou l'autre des approches.

La différence entre production et consommation est moins évidente à l'échelle continentale qu'à l'échelle nationale (Wilting et Ros, 2009). D'une manière générale, plus l'échelle est grande et se rapproche de l'échelle mondiale, moins la consommation diffèrera de la production. Ainsi, une

telle discussion perdra de la pertinence dans le cas de FN Nord-Américains. Néanmoins la question mérite d'être posée en ce qui concerne les FN Canadiens, et peut même s'étendre en dehors du contexte de la normalisation.

Dans le cas présent, la comparaison des FN-P et FN-C est délicate du fait de la différence entre les méthodologies employées. Néanmoins, le calcul de la consommation d'énergie en utilisant les *inventaires nationaux* (250 GJ primaires/pers.an) donne un résultat similaire à la consommation d'énergie calculée en utilisant la *consommation individuelle* (228 GJ primaires/pers.an) (section 5.2). Il est donc possible de comparer les FN-P et FN-C pour la catégorie de dommage *ressources* ainsi que pour le *changement climatique*, car ces deux catégories sont généralement corrélées. En ce qui concerne les *ressources*, la production (428 GJ primaires/pers.an) est environ deux fois supérieure à la consommation. De la même manière, l'impact sur le changement climatique considérant la production (20 t-eq CO₂/pers.an) est environ deux fois supérieur à l'impact considérant la consommation (14 t-eq CO₂/pers.an). La différence entre les FN-P et les FN-C montre que le Canada possède une économie ouverte et que les scores normalisés d'une ACV risquent de changer selon les FN utilisés.

Lorsqu'il s'agit de définir des politiques environnementales et de fixer des objectifs de réduction d'émission, les pays peuvent être intéressés à connaître leur impact sur l'environnement, ainsi que leurs principaux « bras de levier » pour réduire ces impacts, soit en termes de substances, soit en termes de domaines de consommation ou des secteurs économiques et industriels. L'avantage de l'approche basée sur la production telle qu'utilisée ici est qu'elle permet justement l'identification des principales substances polluantes. Les politiques nationales de réduction d'émissions qui en découlent ont déjà prouvé leurs bienfaits : au Canada, les SACO ont pratiquement été éradiquées (Ozone secretariat - UNEP, 2002). De plus, le calcul de facteurs de normalisation pour les années 1990 à 2005 a montré que les émissions de benzo(a)pyrène ont été divisées par 2 sur la période, ce qui a conduit à une division par 2 des effets cancérigènes au Canada au cours de cette même période.

Néanmoins, la littérature présente l'approche basée sur la consommation comme plus appropriée d'un point de vue justice environnementale, comme d'un point de vue décisionnel (Peters et Hertwich, 2008; Wilting et Ros, 2009). Cette approche possède effectivement des avantages dans un pays tel que le Canada qui possède une économie ouverte et exporte une grande partie de ses

ressources énergétiques, minières et agricoles. Il n'est en effet pas nécessairement juste d'attribuer la responsabilité des impacts environnementaux ayant lieu au Canada à la seule population Canadienne. Une approche basée sur la consommation permettrait donc d'éviter une déresponsabilisation des pays qui exportent leurs émissions en dehors de leurs frontières. Ainsi, les pays important leur énergie et leurs minéraux du Canada s'affranchissent des émissions qui y sont reliées. La conséquence est que l'impact sur les ressources et les changements climatiques au Canada en considérant la production est presque deux fois supérieur à l'impact uniquement relié à la consommation Canadienne. La prise en compte des impacts ayant lieu à l'étranger fournit également des informations importantes pour les pays souhaitant réduire leurs impacts: ainsi, un pays pourrait choisir de changer la provenance de ses importations pour se tourner vers des pays utilisant moins de pesticides, ou présentant un meilleur rendement agricole ou des technologies plus efficaces (par exemple) (Wilting et Ros, 2009). D'une manière générale, les pays devraient considérer leurs importations comme un bras de levier supplémentaire pour réduire leurs impacts environnementaux au même titre que les activités se déroulant au sein de leurs frontières.

Néanmoins, une telle approche ne doit pas non plus donner l'effet inverse, et ne dispense pas les pays exportateurs de prendre des mesures. A titre d'exemple, l'exploitation minière entraîne des émissions importantes d'arsenic et de zinc (Black et Craw, 2001). De la même manière, l'agriculture intensive provoque des impacts importants sur la qualité des écosystèmes tels que l'écotoxicité due aux métaux (Voet *et al.*, 2006) ou l'eutrophisation due à l'application d'éléments nutritifs (Huijbregts et Seppälä, 2001). Il appartiendrait donc au Canada, qui exploite largement ses ressources minières et ses terres agricoles, de mettre en place des réglementations pour en réduire de l'impact environnemental. De la même manière, le fait d'avoir une vision d'ensemble de la consommation et de pouvoir minimiser l'impact des produits importés en fonction du rendement agricole ou de l'efficacité des technologies ne doit pas faire perdre de vue un élément essentiel : le bras de levier majeur pour la réduction des impacts environnementaux, plus que l'amélioration des technologies, est la réduction de la consommation. L'exemple typique d'un déplacement des impacts est celui de la personne qui achète une voiture électrique et qui, libérée de tout remord environnemental, parcourt des distances plus importantes que celui qui aura conservé sa voiture à essence. De la même manière, organiser la production à un niveau mondial afin d'obtenir les meilleurs rendements et de profiter des meilleures avancées en matière

d'efficacité énergétique peut paraître alléchant, mais n'est pas forcément synonyme de développement durable.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce travail a permis l'obtention de FN pour le Canada. La comparaison des FN-P Canadiens avec les FN-P de la littérature confirme qu'il existe des différences entre les contextes géographiques ainsi que la nécessité d'utiliser des FN adaptés. Les FN Canadiens ont également été calculés avec une approche différente basée sur la consommation. La comparaison des FN-P et FN-C montre que dans le cas d'un pays comme le Canada qui possède une économie ouverte, la différence peut être significative (facteur 2). Les deux objectifs de projets sont donc atteints et les deux hypothèses de recherche sont validées.

Le calcul des FN-P est bâti à partir d'un inventaire d'émissions de polluants et d'extraction de ressources. Une partie de l'incertitude reliée à l'incertitude des paramètres et à la variabilité temporelle a pu être quantifiée. Les recommandations sont donc les suivantes :

- Il est important de développer des FN pour les pays qui contribuent le plus aux impacts totaux au niveau mondial. Ces FN sont un premier pas vers l'obtention de FN mondiaux.
- Il serait intéressant de reprendre le calcul de l'incertitude en paramétrant les distributions à partir de données réelles. Néanmoins cela nécessite un changement dans la manière dont les émissions sont rapportées dans les inventaires nationaux.
- La variabilité temporelle ne tient pas compte des tendances⁶ d'évolution des émissions. Il est donc important de recalculer périodiquement les FN. Ces calculs permettent également un suivi de l'évolution des impacts environnementaux d'un pays et de l'efficacité des mesures environnementales proposées.

Le calcul des FN-C repose sur un bilan de la consommation individuelle Canadienne. Bien que réalisé de manière simpliste, ce bilan permet d'avoir un bon aperçu de la consommation. Les résultats peuvent également être utilisés pour formuler des recommandations pour l'adoption d'une conduite plus éco-responsable, en ciblant les « points chauds ». La comparaison des FN-P

⁶ Tendance croissante ou décroissante

et FN-C est intéressante pour mettre en évidence les différences entre activités de consommation et de production à l'échelle d'un pays. Un calcul plus rigoureux des FN-C devrait théoriquement prendre en compte le fait que les impacts des produits importés dépendent du contexte géographique qui leur est associé. Néanmoins, le manque de données est un problème important.

Dans le cadre de la normalisation, l'utilisation de FN mondiaux permettrait de s'affranchir de tous les problèmes relatifs à la définition des frontières des systèmes de référence à considérer, notamment de la différence entre les activités de consommation et les activités de production. Un tel calcul n'est pas réalisable actuellement, faute de données d'inventaire au niveau mondial, et de méthode d'évaluation des impacts mondialement régionalisée. L'utilisation d'une échelle continentale comme premier pas vers l'obtention de FN mondiaux est également une bonne solution. D'une manière générale, le choix des FN utilisés pour interpréter les résultats d'une ACV doit se faire de la façon suivante :

- Les FN-C sont recommandés lorsque le cycle de vie des produits et services étudiés a entièrement lieu au Canada. En effet, la consommation est directement liée à la notion de responsabilité. En plaçant les impacts d'un produit dans un contexte de consommation, il sera possible de voir la contribution de ce produit aux impacts dont le pays est directement responsable.
- Si le cycle de vie des produits étudiés s'étend sur plusieurs pays, c'est-à-dire si les composantes voyagent entre les lieux d'extraction des matières premières, d'assemblage, d'utilisation, de disposition, l'échelle utilisée doit être la plus grande possible, et le plus possible adaptée au contexte.
- Si le cycle de vie des produits est étendu au niveau mondial, ou si l'étude ACV compare deux produits dont les cycles de vie ont lieu dans deux pays ou continents différents et que des FN mondiaux ne sont pas disponibles, alors la normalisation interne est toujours une bonne option.

Ce projet vise à fournir de nouveaux éléments pour aider à l'interprétation de résultats d'ACV. Les FN développés ici peuvent donc être directement utilisés lors de l'étape de normalisation si le contexte de l'étude est Canadien. Ils pourront également être intégrés à un futur calcul de FN mondiaux. Enfin, en dehors d'un contexte de normalisation, le calcul des impacts d'un pays et

l'identification des « points chauds » est une information importante pour la mise au point de politiques environnementales.

BIBLIOGRAPHIE

- ADEME (2009). Méthode bilan Carbone®, [en ligne]. www.ademe.fr/bilan-carbone/ (page consultée le
- AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE CANADA (2009). Service d'exportation agroalimentaire - Statistiques commerciales canadiennes par pays [en ligne]. <http://www.ats-sea.agr.gc.ca/stats/da-do-fra.htm> (page consultée le
- BANQUE DU CANADA (2010). Taux et statistiques - Dix dernières années, [en ligne]. <http://www.banqueducanada.ca/fr/taux/exchange-look-f.html> (page consultée le
- BARE, J. (2002). TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Journal of Industrial Ecology 6(3-4) p.49-78.
- BARE, J., GLORIA, T. et NORRIS, G. (2006). Development of the Method and U.S. Normalization Database for Life Cycle Impact Assessment and Sustainability Metrics. Environmental Science & Technology 40(16) p.5108-5115.
- BARE JANE (2002). TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Journal of Industrial Ecology 6(3-4) p.49-78.
- BILEC, M., RIES, R., MATTHEWS, H.S. et SHARRARD, A. (2006). Example of a Hybrid Life-Cycle Assessment of Construction Processes. Journal of Infrastructure Systems 12(4) p.207-215.
- BLACK, A. et CRAW, D. (2001). Arsenic, copper and zinc occurrence at the Wangaloa coal mine, southeast Otago, New Zealand. International Journal of Coal Geology 45(2-3) p.181-193.
- BREEDVELD, L., LAFLEUR, M. et BLONK, H. (1999). A framework for actualising normalisation data in LCA: Experiences in the Netherlands. The International Journal of Life Cycle Assessment 4(4) p.213-220.
- BRIÈRE, F. (1994). Distribution et collecte des eaux. Montréal, Canada, 400 p.
- BURMASTER, D.E. et ANDERSON, P. (1994). Principles of Good Practice for the Use of Monte Carlo Techniques in Human Health and Ecological Risk Assessments. Risk Analysis 14(4) p.477-481.
- CHAMBERS P, GUY M, ROBERTS E.S., KENT R, CHARLTON M.N., GAGNON C, GROVE G et FOSTER N (2001). Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada, Environnement Canada, Environnement Canadap.
- DÉPARTEMENT DES TRANSPORTS DES ÉTATS-UNIS, STATISTIQUE CANADA, TRANSPORTS CANADA et INSTITUTO MEXICANO DEL TRANSPORTE (2009). Base de données sur les statistiques de transport en Amérique du Nordp.
- ENGELBURG, B.C.W.V., ROSSUM, T.F.M.V., BLOK, K. et VRINGER, K. (1994). Calculating the energy requirements of household purchases: a practical step by step method. Oxford, ROYAUME-UNI, Elsevier, p.

- ENVIRONNEMENT CANADA (2006). Rapport d'inventaire national 1990-2004 - Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada - Annexe 7, [en ligne]. http://www.ec.gc.ca/pdb/ghg/inventory_report/2004_report/ann7_f.cfm (page consultée le 10-09-2009).
- ENVIRONNEMENT CANADA (2008a). Inventaire National des Rejets de Polluants (INRP), [en ligne]. <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/> (page consultée le 2008).
- ENVIRONNEMENT CANADA (2008b). Sommaire des émissions de PCA, [en ligne]. <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=fr&n=F2B66EB1-1> (page consultée le 07-2008).
- FINNVEDEN, G. (1997). Valuation methods within LCA - Where are the values? The International Journal of Life Cycle Assessment 2(3) p.163-169.
- FINNVEDEN, G. et LINDFORS, L. (1998). Data quality of life cycle inventory data — rules of thumb. The International Journal of Life Cycle Assessment 3(2) p.65-66.
- FRISCHKNECHT, R. et JUNGBLUTH, N. (2004). SimaPro 6 – Database Manual – The ETH-ESU 96 libraries. Amersfoort, The Netherlands, PRé Consultants and ESU-Services, p.
- FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H.-J., DOKA, G., DONES, R., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., REBITZER, G. et SPIELMANN, M. (2005). The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment 10(1) p.3-9.
- FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H.-J., DOKA, G., DONES, R., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., REBITZER, G. et SPIELMANN, M. (2007). ecoinvent - Overview and Methodology. Dübendorf, Swiss Federal Institute of Technology, p.
- GEISLER, G., HELLWEG, S. et HUNGERBÜHLER, K. (2005). Uncertainty Analysis in Life Cycle Assessment (LCA): Case Study on Plant-Protection Products and Implications for Decision Making (9 pp + 3 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment 10(3) p.184-192.
- GOEDKOOPE M, HEIJUNGS R, HUIJBREGTS M, DESCHRYVER A, STRUIJS J et VAN ZELM R (2009). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, p.
- GOEDKOOPE M et SPRIENSMA R (2001). The Eco-indicator 99 - A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report, PRé Consultants B.V. , 144 p.
- GOEDKOOPE M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M.A.J., DESCHRYVER, A., STRUIJS, J. et VAN ZELM, R. (2009). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, p.
- GOEDKOOPE, M. et SPRIENSMA, R. (2001). The Eco-indicator 99 - A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report, PRé Consultants B.V. , 144 p.
- GUGGEMOS, A. (2003). Environmental impacts of on-site construction processes: Focus on structural frames. Unpublished Ph.D. Dissertation. Berkeley, California, Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of California.

- GUINÉE, J., GORRÉE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., VAN OERS, L., SLEESWIJK, A., SUH, S., UDO DE HAES, H., DE BRUIJN, H. et VAN DUIN, R. (2002). *Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers.
- HABERSATTER, K., FECKER, I., DALL'ACQUA, S., FAWER, M., FALLSCHEER, F. et FÖRSTER, R. (1998). *Ökoinventare für Verpackungen*. Bern, Schweiz, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, p.
- HAUSCHILD, M. et POTTING, J. (2006). Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11(0) p.11-13.
- HAUSCHILD, M.Z. (2005). Assessing Environmental Impacts in a Life-Cycle Perspective. *Environmental Science & Technology* 39(4) p.81A-88A.
- HEIJUNGS, R. (1996). Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 4(3-4) p.159-166.
- HEIJUNGS, R., DE KONING, A., LIGTHART, T. et KORENROMP, R. (2004). *Improvement of LCA characterization factors and LCA practice for metals* Apeldoorn, TNO-report R 2004/347, 67 p.
- HEIJUNGS, R., GUINÉE, J., KLEIJN, R. et ROVERS, V. (2007). Bias in normalization: Causes, consequences, detection and remedies. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12(4) p.211-216.
- HERTWICH, E.G. et PETERS, G.P. (2009). Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis. *Environmental Science & Technology* 43(16) p.6414-6420.
- HOFFMAN, F.O. et HAMMONDS, J.S. (1992). *An introductory guide to uncertainty analysis in environmental and health risk assessment*. *Environmental Restoration Program*, Medium: ED; Size: 34 p. p.
- HOFSTETTER, P. (1998). Perspectives in life cycle impact assessment: a structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuespherep.
- HUIJBREGTS, M. (1998a). Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3(5) p.273-280.
- HUIJBREGTS, M. (1998b). Part II: Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3(6) p.343-351.
- HUIJBREGTS, M., NORRIS, G., BRETZ, R., CIROTH, A., MAURICE, B., VON BAHR, B., WEIDEMA, B. et DE BEAUFORT, A. (2001). Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6(3) p.127-132.
- HUIJBREGTS, M. et SEPPÄLÄ, J. (2001). Life Cycle Impact assessment of pollutants causing aquatic eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6(6) p.339-343.
- HUIJBREGTS, M.A.J., BREEDVELD, L., HUPPES, G., DE KONING, A., VAN OERS, L. et SUH, S. (2003a). Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The

- Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the world (1990 and 1995). Journal of Cleaner Production 11(7) p.737-748.
- HUIJBREGTS, M.A.J., GILIJAMSE, W., RAGAS, A.M.J. et REIJNDERS, L. (2003b). Evaluating Uncertainty in Environmental Life-Cycle Assessment. A Case Study Comparing Two Insulation Options for a Dutch One-Family Dwelling. Environmental Science & Technology 37(11) p.2600-2608.
- HUIJBREGTS, M.A.J., SCHÖPP, W., VERKUIJLEN, E., HEIJUNGS, R. et REIJNDERS, L. (2000). Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment. Journal of Industrial Ecology 4(3) p.75-92.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA) (1989). Evaluating the reliability of predictions made using environmental transfer models. Vienna, Austria, 106 p.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO) (2000a). ISO 14040 environmental management - life cycle assessment - life cycle impact assessment. ISO. Genevap.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO) (2000b). ISO 14042 Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle impact assessment. ISO. Genevap.
- ISO (2000). 14040 environmental management - life cycle assessment - life cycle impact assessment. International Organisation for Standardisation. Genevap.
- ISO (2006a). 14044 International Standard Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines. International Organisation for Standardisation. Geneva, Switzerlandp.
- ISO (2006b). 14044 International Standard. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and Guidelines. Geneva, Switzerland, International Organisation for Standardisation, p.
- ITSUBO, N. et INABA, A. (2003). A new LCIA method: LIME has been completed. The International Journal of Life Cycle Assessment 8(5) p.305-305.
- JANSEN, B. et THOLLIER, K. (2006). Bottom-Up Life-Cycle:Assessment of Product Consumption in Belgium. Journal of Industrial Ecology 10(3) p.41-55.
- JOLLIET O, MARGNI M, CHARLES R, HUMBERT S, PAYET J, REBITZER G et ROSENBAUM R (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Internation Journal of Life Cycle Assessment 8(6) p.324-330.
- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Internation Journal of Life Cycle Assessment 8(6) p.324-330.
- JOLLIET, O., SAADÉ, M. et CRETТАZ, P. (2005). Analyse de cycle de vie, comprendre et réaliser un écobilan, p.
- JUNNILA, S.I. (2006). Empirical comparison of process and economic input-output life cycle assessment in service industries. Environmental Science & Technology 40(22) p.7070-7076.

- KÄNZIG, J. et JOLLIET, O. (2006). Consommation respectueuse de l'environnement, Décisions et acteurs clés, modèles de consommation, Office fédéral de l'environnement OFEVp.
- LANDIS, A.E. et BILEC, M.M. (2008). Analysis, heuristics and uncertainty of hybrid life cycle assessment: agriculture and construction case studies. Life Cycle - civil engineering. F. Biondini et D. Frangopol. London, UK, Taylor & Francis: p. 941 - 945.
- LAVE, L.B., COBAS-FLORES, E., HENDRICKSON, C.T. et MCMICHAEL, F.C. (1995). Using input-output analysis to estimate economy-wide discharges. Washington, DC, ETATS-UNIS, American Chemical Society, p.
- LENZEN, M. (2001). Errors in Conventional and Input-Output-based Life Cycle Inventories. Journal of Industrial Ecology 4(4) p.127-148.
- LEONTIEF, W.W. (1936). Quantitative Input and Output Relations in the Economic Systems of the United States. The Review of Economics and Statistics 18(3) p.105 - 125.
- LINDBERG, A.V. (2000). Uncertainties and Error Propagation. Uncertainties, Graphing, and the Vernier Caliper. Rochester Institute of Technology.
- LINDEIJER, E. (1996). Normalisation and valuation. Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. H. Udo de Haes. Brussels, SETAC: p.
- LUNDIE, S., HUIJBREGTS, M.A.J., ROWLEY, H.V., MOHR, N.J. et FEITZ, A.J. (2007). Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity. Journal of Cleaner Production 15(8-9) p.819-832.
- MINISTÈRE DE LA JUSTICE DU CANADA (1999). Loi canadienne sur la protection de l'environnementp.
- MORGAN, G. et HENRION, M. (1990). Uncertainty, A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis, Cambridge University Press, p.
- NIELSEN, P.H., NIELSEN, A.M., WEIDEMA, B.P., DALGAARD, R. et HALBERG, N. (2003). LCA food databasep.
- NORRIS, G. (2001). The requirement for congruence in normalization. The international journal of Life Cycle Assessment Volume 6, Number 2(mars 2001) p.85-88.
- NORRIS G (2001). The requirement for congruence in normalization. The international journal of Life Cycle Assessment Volume 6, Number 2(mars 2001) p.85-88.
- OFFICE DE L'EFFICACITÉ ÉNERGÉTIQUE (2009a). Base de données complète sur la consommation d'énergie - Secteur commercial et institutionnel, Canada, Ressources naturelles Canada,, p.
- OFFICE DE L'EFFICACITÉ ÉNERGÉTIQUE (2009b). Base de données complète sur la consommation d'énergie - Secteur des transports, Canada, Ressources naturelles Canada,, p.
- OFFICE DE L'EFFICACITÉ ÉNERGÉTIQUE (2009c). Base de données complète sur la consommation d'énergie - Secteur résidentiel, Canada, Ressources naturelles Canada,, p.
- OFFICE DE L'EFFICACITÉ ÉNERGÉTIQUE (2009d). Prix de l'énergie et indicateurs de base du secteur résidentiel, Ressources naturelles Canada,, p.

- OFFICE FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE SUISSE (2004). Recensement fédéral de la population 2000 - Bâtiments, logements et conditions d'habitation. Neuchâtel, p.
- OFFICE FÉDÉRAL DE MÉTÉOROLOGIE ET DE CLIMATOLOGIE MÉTÉOSUISSE (2005). Climatogrammes de stations météorologiques suisses [en ligne]. http://www.meteosuisse.admin.ch/web/fr/climat/climat_en_suisse/climatogrammes_de_stations_meteorologique_suissees.html (page consultée le 8 juin 2009).
- OFFICE NATIONAL DE L'ÉNERGIE (2009a). Production de gaz naturel commercialisable au Canada, [en ligne]. <http://www.neb.gc.ca/clf-nsi/rnrgynfmtn/sttstc/mrktblntrlgsprdcn/mrktblntrlgsprdcn-fra.html> (page consultée le 8 Juin 2009).
- OFFICE NATIONAL DE L'ÉNERGIE (2009b). Production estimative de pétrole brut et d'équivalents au Canada, [en ligne]. <http://www.neb.gc.ca/clf-nsi/rnrgynfmtn/sttstc/crdlndptlmpdct/stmtdprdcn-fra.html> (page consultée le 8 juin 2009).
- ORACLE (1996). Crystal Ball version 4.0. Forecasting and risk analysis for spreadsheet users. Denver, Colorado, USAp.
- OZONE SECRETARIAT - UNEP (2002). Production and Consumption of Ozone Depleting Substances under the Montreal Protocol 1986-2000. Nairobi, Kenya, United Nations Environment Programme, 77 p.
- PENNINGTON, D.W., MARGNI, M., AMMANN, C. et JOLLIET, O. (2005). Multimedia Fate and Human Intake Modeling: Spatial versus Nonspatial Insights for Chemical Emissions in Western Europe. Environmental Science & Technology 39(4) p.1119-1128.
- PENNINGTON, D.W., POTTING, J., FINNVEDEN, G., LINDEIJER, E., JOLLIET, O., RYDBERG, T. et REBITZER, G. (2004). Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. Environment International 30(5) p.721-739.
- PETERS, G. et HERTWICH, E. (2008). Post-Kyoto greenhouse gas inventories: production versus consumption. Climatic Change 86(1) p.51-66.
- POPE, A. (Aug 24, 2007). Communication personnelle. Custom developed spreadsheet - all NEI HAP emissions for 2002.
- PRÉ CONSULTANTS (2009). SimaPro 7.1. Amersfoort, The Netherlandsp.
- RAMASWAMY, V., BOUCHER, O., HAIGH, J., HAUGLUSTAINE, D., HAYWOOD, J. et MYHRE, G. (2001). Radiative Forcing of Climate Change, Medium: ED; Size: HTML p.
- REBITZER, G., EKVALL, T., FRISCHKNECHT, R., HUNKELER, D., NORRIS, G., RYDBERG, T., SCHMIDT, W.P., SUH, S., WEIDEMA, B.P. et PENNINGTON, D.W. (2004). Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environment International 30(5) p.701-720.
- REES, W.E. (1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. Environment and Urbanization 4(2) p.121-130.
- RESSOURCES NATURELLES CANADA (2003). Atlas du Canada - températures saisonnières, [en ligne].

<http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/maps/archives/3rdedition/environment/climate/021>
(page consultée le

- RESSOURCES NATURELLES CANADA (2005). La production minérale au Canada, par provinces et territoires.
- RESSOURCES NATURELLES CANADA (2007). Enquête sur les véhicules au Canada, rapport sommaire. Ottawa, Canada, 62 p.
- ROSENBAUM, R., BACHMANN, T., GOLD, L., HUIJBREGTS, M., JOLLIET, O., JURASKE, R., KOEHLER, A., LARSEN, H., MACLEOD, M., MARGNI, M., MCKONE, T., PAYET, J., SCHUHMACHER, M., VAN DE MEENT, D. et HAUSCHILD, M. (2008). USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment 13(7) p.532-546.
- ROSENBAUM, R.K., PENNINGTON, D.W. et JOLLIET, O. (2004). An implemented approach for estimating uncertainties for toxicological impact characterisation. Complexity and Integrated Resources Management, Transactions of the 2nd Biennial Meeting of the International Environmental Modelling and Software Society. C. Pahl-Wostl, S. Schmidt, A. Rizzoli et A. Jakeman. Manno, Switzerlandp.
- SANGWON, S. (2003). MIET 3.0 User Guide - An Inventory Estimation Tool for Missing Flows using Input-Output Techniques. Leiden, the Netherlands, CML, Leiden University, p.
- SECRÉTARIAT DE L'OZONE - PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT (2000). Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone - ajusté et/ou amendé à Londres (1990) Copenhague (1992) Vienne (1995) Montréal (1997) Beijing (1999). Nairobi, Kenya, Programme des Nations Unies pour l'environnement, 34 p.
- SLEESWIJK, A.W., VAN OERS, L.F.C.M., GUINÉE, J.B., STRUIJS, J. et HUIJBREGTS, M.A.J. (2008). Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. Science of The Total Environment 390(1) p.227-240.
- SPRIENSMA, R. (2004). SimaPro 6 – Database Manual – The BUWAL 250 library, PRé Consultants, p.
- STATISTIQUE CANADA (2000). Statistique du transport des voyageurs par autobus et du transport urbain. Ottawa, 67 p.
- STATISTIQUE CANADA (2001). Dépenses alimentaires au Canada. Ottawa, Canada, 94 p.
- STATISTIQUE CANADA (2002). Consommation des aliments au Canada, partie I et II. Ottawa, Canada, 135 p.
- STATISTIQUE CANADA (2006a). Bulletin sur la disponibilité et l'écoulement de l'énergie au Canada. 57-003-Xp.
- STATISTIQUE CANADA (2006b). Les habitudes de dépense au Canada. Ottawa, 105 p.
- STATISTIQUE CANADA (2007). Tableaux sommaires - Taille des ménages, par province et territoire, Recensement de 2006 [en ligne]. <http://www40.statcan.gc.ca/102/cst01/famil53a-fra.htm> (page consultée le

- STATISTIQUE CANADA (2008). L'activité humaine et l'environnement, p.
- STATISTIQUE CANADA (2009). [en ligne]. <http://www.statcan.gc.ca/> (page consultée le
- STATISTIQUE CANADA (2010a). Comptes économiques nationaux, tableau CANSIM [en ligne]. <http://www.statcan.gc.ca/nea-cen/index-fra.htm> (page consultée le
- STATISTIQUE CANADA (2010b). Indice des prix à la consommation, aperçu historique, par province et territoire [en ligne]. <http://www40.statcan.gc.ca/102/cst01/econ150b-fra.htm> (page consultée le
- STRANDDORF, H., HOFFMANN, L. et SCHMIDT, A. (2005). Impact Categories, Normalisation and Weighting in LCA. Copenhagen, Danish Environmental Protection Agency, p.
- SUH, S. et HUPPES, G. (2005). Methods for Life Cycle Inventory of a product. Journal of Cleaner Production 13(7) p.687-697.
- TOFFOLETTO L, BULLE C, GODIN J, REID C et DESCHENES L (2007). LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. The International Journal of Life Cycle Assessment 12(2) p.93-102.
- TOFFOLETTO, L., BULLE, C., GODIN, J., REID, C. et DESCHENES, L. (2007). LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. The International Journal of Life Cycle Assessment 12(2) p.93-102.
- TOLLE, D. (1997). Regional scaling and normalization in LCIA. The International Journal of Life Cycle Assessment 2(4) p.197-208.
- TRANSPORTS CANADA (2009). [en ligne]. <http://www.tc.gc.ca/> (page consultée le
- TUDELFT (2001). IdeMAT Database for Materials. Delft, The Netherlands, Design for Sustainability Program, Faculty of Engineering and Production. Delft University of Technology, p.
- UDO DE HAES, H., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLÖPPFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R., OLSEN, S.I., PENNINGTON, D.W., POTTING, J. et STEEN, B. (2002). Life-cycle impact assesment: striving towards best practice. Brussels
- Pensacola, SETAC, p.
- UNEP (2009). United Nations Environment Programme - Environment for development, [en ligne]. <http://www.unep.org/> (page consultée le
- UNFCCC (2009). Greenhouse Gas Inventory Data, [en ligne]. <http://unfccc.int/> (page consultée le 11-05-2009).
- UNITED STATES CENSUS BUREAU (2009). National and State Population Estimates - Annual Population Estimates 2000 to 2008, [en ligne]. <http://www.census.gov/popest/states/NST-ann-est2008.html> (page consultée le
- US DEPARTMENT OF AGRICULTURE - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (2006). Model Simulation of Soil Loss, Nutrient Loss, and Change in Soil Organic Carbon Associated with Crop Production, [en ligne]. <http://www.nrcs.usda.gov/TECHNICAL/NRI/ceap/croplandreport/> (page consultée le

- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I : Human Health Evaluation Manual. Washington D.C., EPA Office of emergency and remedial response, p.
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2008). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2006, [en ligne]. <http://www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html> (page consultée le
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2009). National Emissions Inventory (NEI) Air Pollutant Emissions Trends Data and Estimation Procedures, 1970 - 2008 Average Annual Emissions, [en ligne]. <http://www.epa.gov/ttnchie1/trends/> (page consultée le
- US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2010). TRI Explorer - Toxics Release Inventory 2008, [en ligne]. <http://www.epa.gov/TRI/> (page consultée le
- USEPA (2009). Toxic Release Inventory (TRI), [en ligne]. <http://www.epa.gov/TRI/> (page consultée le
- VOET, E., GUINÉE, J.B. et UDO DE HAES, H.A. (2006). Heavy Metals in the Netherlands. Sustainable Metals Management: p. 377-392.
- WEIDEMA, B.P. et WESNÆS, M.S. (1996). Data quality management for life cycle inventories- an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production 4(3-4) p.167-174.
- WILTING, H.C. et ROS, J.P.M. (2009). Comparing the Environmental Effects of Production and Consumption in a Region – A Tool for Policy. Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology: p. 379-395.

ANNEXE 1 – Exemples d’application de la normalisation

Les exemples suivants sont fictifs, et ont pour seul but d’illustrer les différentes applications de la normalisation. Ils s’appuient sur les catégories de dommage de la méthode Impact 2002+.

Exemple 1 : normalisation interne et normalisation externe.

Soit l’ACV comparative de deux procédés de fabrication de fibres de carbone : le procédé A qui est le procédé original et le procédé B, qui se veut moins énergivore. Les scores d’impact obtenus sont présentés au tableau A.I-1.

Tableau A.I-1 : Résultats d’impacts de 2 procédés de fabrication de fibres de carbone

	Santé Humaine	Qualité des écosystèmes	Changement Climatique	Ressources
<i>Unité</i>	<i>DALY</i>	<i>PDF.m².an</i>	<i>Kg-eq CO₂</i>	<i>MJ primaires</i>
Procédé A	3 ^E -07	5 ^E -04	0,6	12
Procédé B	7 ^E -07	1 ^E -03	0,1	2

Le tableau A.I-1 présente des scores exprimés dans leurs unités respectives. L’étape de normalisation vise à améliorer la comparabilité de ces scores.

a- Normalisation interne.

La normalisation interne pourrait considérer le procédé A comme étant la référence. Dans ce cas si, les scores normalisés sont obtenus en divisant chacun résultats d’impacts des deux procédés par les résultats d’impact du procédé A. Les résultats obtenus sont présentés au tableau A.I-2.

Tableau A.I-2 : Impacts normalisés des procédés A et B – Normalisation interne (référence: procédé A)

	Santé Humaine	Qualité des écosystèmes	Changement Climatique	Ressources
<i>Unité</i>	-	-	-	-
Procédé A	1,00	1,00	1,00	1,00
Procédé B	2,33	2,00	0,17	0,17

La normalisation interne fait apparaître dans ce cas-ci que si le procédé B permet une amélioration d'un facteur 5 (environ) des impacts sur les ressources et le changement climatique, il génère en revanche des impacts deux fois plus importants au niveau de la santé humaine et de la qualité des écosystèmes.

b- Normalisation externe

Les scores normalisés obtenus par normalisation externe s'obtiennent en divisant les scores d'impacts des deux procédés par des facteurs de normalisation d'une référence externe. Ici, ce sont les facteurs de normalisation Européens de la méthode Impact 2002+ qui sont utilisés (Tableau A.I-3). Les résultats sont présentés au Tableau A.I-4.

Tableau A.I-3 : Facteurs de normalisation de la méthode Impact 2002+

	Santé Humaine	Qualité des écosystèmes	Changement Climatique	Ressources
<i>Unité</i>	<i>DALY/pers.an</i>	<i>PDF.m².an/pers.an</i>	<i>Kg-eq CO₂/pers.an</i>	<i>MJ primaires/pers.an</i>
Facteurs de normalisation	7,7 ^E -03	4650	9950	152000

Tableau A.I-4 Impacts normalisés des procédés A et B – Normalisation externe

	Santé Humaine	Qualité des écosystèmes	Changement Climatique	Ressources
<i>Unité</i>	<i>Pers.an</i>	<i>Pers.an</i>	<i>Pers.an</i>	<i>Pers.an</i>
Procédé A	3,90E-05	1,08E-07	6,03E-05	7,89E-05
Procédé B	9,09E-05	2,15E-07	1,01E-05	1,32E-05

La normalisation externe permet d'estimer l'amplitude des résultats d'impact par rapport à l'impact total Européen (dans ce cas). Par exemple, 3,90^E-05 pers.an représente 39/1 000 000 ème de l'impact causé par une personne en Europe durant une année.

Exemple 2 : Normalisation externe et recherche d'inconsistances.

L'exemple ci-dessus des procédés de fabrication de fibres carbone peut être repris pour illustrer comment l'étape de normalisation permet la détection d'incohérences. Les impacts normalisés (normalisation externe) sont représentés à la figure A.I-1.

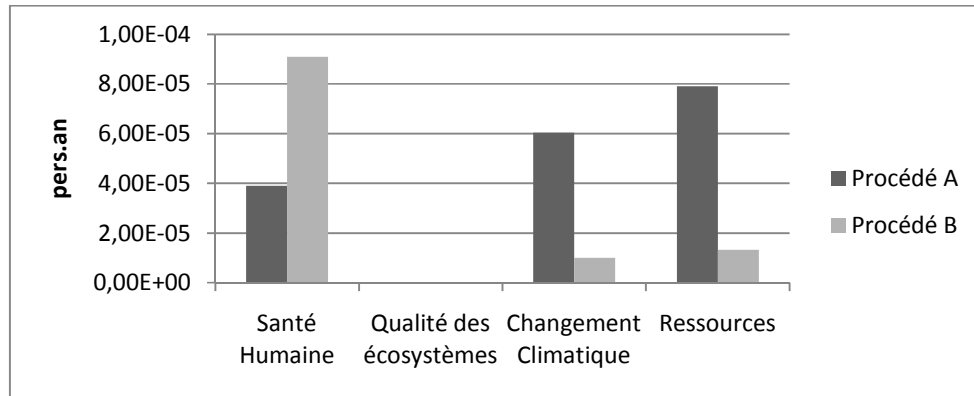


Figure A.I-1: Impacts normalisés des procédés A et B - normalisation externe

Il apparait ici que les impacts normalisés des procédés A et B pour la qualité des écosystèmes sont largement inférieurs aux autres catégories d'impact. Il n'existe néanmoins pas de raison évidente à ce résultat.

Le calcul des scores normalisés peut s'écrire de manière détaillée (équation 1.9) :

$$N_i = \frac{FC_{s1} \times FE_{s1} + FC_{s2} \times FE_{s2} + FC_{s3} \times FE_{s3} + \dots + FC_{sn} \times FE_{sn}}{(FC_{s1} \times E_{s1_ref} + FC_{s2} \times E_{s2_ref} + FC_{s3} \times E_{s3_ref} + \dots + FC_{sn} \times E_{sn_ref}) / pop}$$

Où : i : la catégorie d'impact considérée

SN : le score normalisé

$FE_{s1} \dots FE_{sn}$: Les flux élémentaires du produit

$Es_{1_ref} \dots Es_{n_ref}$: Les émissions du système de référence

$FC_{s1} \dots FC_{sn}$: Les facteurs de caractérisation des substances s_1 à s_n

Pop : La population du système de référence

Si un flux élémentaire est absent de l'inventaire de cycle de vie du produit, le numérateur sera alors trop faible, et par conséquent, le facteur de normalisation de la catégorie d'impact i sera également trop faible (Heijungs *et al.*, 2007). Dans le cas présent, les scores normalisés pour la qualité des écosystèmes paraissent trop faibles par rapport aux autres catégories d'impact. Une étude plus approfondie a montré que les émissions de zinc (par exemple) n'avaient pas été comptabilisées parmi les flux élémentaires des deux procédés, car non mesurées par l'usine. Or le zinc est responsable en grande partie de l'écotoxicité terrestre et aquatique, et donc de l'impact sur la qualité des écosystèmes. Les émissions de zinc ont été prises en compte dans l'inventaire Européen ayant servi au calcul des facteurs de normalisation Européens. Par ailleurs, le zinc n'a pas un impact déterminant sur la santé humaine, le changement climatique ou les ressources.

La normalisation externe a donc permis de détecter l'absence des émissions de zinc dans l'inventaire de cycle de vie. La normalisation interne n'aurait pas permis de détecter un tel manque, car les deux scores d'impacts sur la qualité des écosystèmes ont été calculés en ne tenant pas compte des émissions de zinc. De manière plus générale, la normalisation externe permet de réaliser un contrôle de cohérence des résultats.

ANNEXE 2 – Données utilisées pour le calcul des FN-C

Tableau A.2-1 : Quantités annuelles d'aliments consommées par personne (Statistique Canada, 2002)

Catégorie	Détail	Quantités (kg ou L)
Produits laitiers	Beurre	2,22
	Fromage total	11,83
	lait liquide	84,33
	crème	14,04
	Yogourt	11,49
	Café	1,97
Boissons	Thé	0,6
	boissons alcoolisées	102,86
	boissons gazeuses	56,2
	boissons aux fruits	37,56
	Autres boissons non alcoolisées	19,9
Œufs	Œufs	8,72
Sucres et sirops	sucres	5,56
	friandises	4,66
	chocolat	1,48
	miel	0,54
Céréales	farine	5,3
	riz	4,1
	céréales déjeuner	3,88
	autres céréales	2,56
Viandes	Porc et saucisses	20,52
	Bœuf	20,05
	veau	0,76
	Mouton	0,67
	Volaille	22,80
Fruits frais	pommes et poires	11,8
	bananes	12,5
	agrumes (oranges, citrons..)	14
	petits fruits (cerises...)	2,49
	raisins	3,3
	fruits tropicaux	9,46
	noix	1,48

Confiture		0,81
Fruits transformés		4,2
	Haricots	1,23
	brocolis	4,05
	choux	3,56
Légumes frais	carottes	5,93
	pommes de terre	21,2
	tomates	5,95
	Légumes à gousses (poids, beans...)	1,77
	Autres légumes frais	42
Légumes transformés	Légumes en boîte	12,08
graisses et huiles	huiles	6,68
	poisson frais	1,664
Poissons	saumon	0,96
	poissons en boîte	1,33
	Autres fruits de mers et produits marins	1,17
	pain	29,62
Boulangerie	biscuits	5,55
	tartes/gâteaux	5,86
	Pâtes alimentaires	6,4
condiments et épices	Epices	0,3
	Sauces	9,1

Tableau A.2-2 : Dépenses alimentaires annuelles par personne (Statistique Canada, 2001)

Denrée alimentaire		Dépenses par personne (\$CAN)
Produits laitiers	Beurre et babeurre	15,39
	Fromage total	87,15
	lait total	80,08
	crème glacée	18,30
	crème	7,07
	yogourt	20,80
	Autres produits laitiers	12,69
Boissons	Boissons non alcoolisées	70,51
	Boissons alcoolisées	346,40
	thé	0,00
	café	22,05
Œufs	Œufs	19,55
Sucres et sirops	sucres	10,61
	confiserie	32,24
	friandises au chocolat	18,30
Viandes	Porc	42,22
	saucisses, et autres préparations à base de viande	111,70
	Bœuf	108,58
	veau	4,37
	Mouton	4,37
	abbats	1,66
	Volaille	87,57
Fruits	fruits frais	118,98

	fruits séchés	4,99
	jus de fruits	52,83
	fruits en boîte	15,39
	noix	11,23
Légumes	légumes frais	138,11
	légumes congelés	13,73
	légumes séchés	2,70
	légumes en boîte	25,79
Graisses et huiles		21,42
Poissons	poisson frais ou congelé	30,99
	poisson en boîte	11,44
	Autres produits marins	16,02
Boulangerie	produits de boulangerie	168,06
	Grains et autres produits céréaliers	70,93
	Pâtes alimentaires	21,22
condiments et épices		53,25
Autres préparations alimentaires		175,76

Tableau A.2-3 : Importation de denrées alimentaires (Agriculture et agroalimentaire Canada, 2009)

Origine	Distance moyenne	Tonnage	tkm
	km	'000 tonnes	'000 000
Transport maritime			
Afrique du sud	15000	57,8	867,0
Argentine	10000	5,7	57,4
Australie	15000	170,3	2554,5
Brésil	9000	41,1	370,1
Chili	10000	130,6	1306,0
Colombie	5500	128,5	706,9
Costa Rica + "Amérique centrale"	4500	294,6	1325,5
Etats-Unis	3000	1164,1	3492,4
Guatemala	4000	92,4	369,5
Mexique	3500	88,0	307,9
Nouvelle Zélande	13000	99,4	1291,8
Russie	12000	19,3	231,1
Thaïlande	12000	45,0	539,8
UE	7000	266,5	1865,5
Vietnam	12000	0,2	2,0
Autres	8000	717,9	5742,9
TOTAL		3321,2	21030,1
Transport routier			
Etats-Unis	3000	2288,1	6864,3

Mexique	3500	166,8	583,9
TOTAL		2454,9	7448,2
Transport ferroviaire			
Etats-Unis	3000	401,4	1204,3
Mexique	3500	45,5	159,3
TOTAL		446,9	1363,5
Transport Aérien			
Etats-Unis	3000	160,6	481,7
Mexique	3500	3,0	10,6
TOTAL		163,6	492,3

Tableau A.2-4 : Distances annuelles parcourues par personne (Département des Transports des États-Unis *et al.*, 2009; Office de l'efficacité énergétique, 2009b)

Mode de transport	pkm
Véhicule individuel (auto, moto)	15308
Autobus scolaires	744,3
Autobus intra-urbain	452,2
Autobus interurbain	271,4
Transport ferroviaire	45,8
Transport aérien	
<i>Courtes et moyennes distances</i>	1140,1
<i>Longues distances</i>	2280,0

Tableau A.2-5 : Données relatives au logement (Office de l'efficacité énergétique, 2009c)

	Superficie moyenne des logements	Occupation Moyenne	Surface par personne	Nombre de logement	% type de logement
	m ² /logement		m ²	'000	
Moyenne	120	2,6	46		
Maisons unifamiliales	141	2,9	49	7 525	57%
Maisons individuelles attenantes	118	2,5	46	1 402	11%
Appartements	84	2	42	3 984	30%
Maisons mobiles	93	2,3	40	261	2%

		TOTAL (PJ)	Par personne (MJ)
Chauffage des locaux		846,1	26220
	Électricité	185,7	5755
	Gaz naturel	464,5	14393
	Mazout de chauffage	80,3	2490
	Autres	12,5	387
	Bois de chauffage	103,1	3195
Chauffage de l'eau		248,2	7690
	Électricité	55,4	1718
	Gaz naturel	176,7	5474
	Mazout de chauffage	12,4	384
	Autres	0,8	23
	Bois de chauffage	2,9	91
Eclairage/Clim (électricité)		TOTAL (PJ)	Par personne (MJ)

	Consommation d'énergie pour l' <u>éclairage</u>	68,4	2119
	Consommation d'énergie pour la <u>climatisation</u>	36,5	1132
appareils ménagers		TOTAL (PJ)	Par personne (MJ)
		203,0	6290
	Électricité	197,5	6120
	Gaz naturel	5,5	170

	Par personne (m3/pers.an)	
Consommation d'eau ⁽¹⁾	Domestique	83,99
	Publique	144,87
	Totale	228,86

⁽¹⁾ : (Brière, 1994)

Tableau A.2-6 : Dépenses annuelles individuelles en biens de consommation (Statistique Canada, 2006b)

Produits et services	Dépenses par personne (\$CAN)
Transport	
Transport privé	3308
Transport public	
*Avion	212
*Autobus/metro	88
*Autres	88
Produits de consommation	
Cosmétiques et parfums	63
Autres accessoires de toilettes	227
Médicaments	777
Vêtements et accessoires dames	655
Vêtements et accessoires hommes	344
Vêtements et accessoires enfants	88
Chaussures	195
Meubles	324
Electroménager	374
Appareils électroniques ordinateurs appareils photos	577
Articles d'ameublement	370
Articles non électriques pour la maison	371
Quincaillerie et matériel rénovation	672
Produits, équipement et plantes pour jardin	226

Articles de sport et de loisirs	177
Jouets, jeux	136
CDs, DVD, vidéos	100
Livres, journaux et autres périodiques	103
Produits du tabac et fournitures	1132
Animaux domestiques	158
Services	
Communication	677
Loisirs et culture	
<i>*Activités physiques</i>	88
<i>*Spectacles</i>	88
<i>*Cinéma</i>	88
<i>*Autres</i>	88
Service hébergement	306
Service restauration	289
TOTAL	12387

Tableau A.2-7 : Consommation énergétiques liées à l'utilisation de locaux destinés au commerce et aux loisirs (Office de l'efficacité énergétique, 2009a)

Activité		Energie primaire	
Commerce de gros	Electricité	kwh/pers.an	231
	Gaz naturel	MJ/pers.an	912
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	108
	mazout lourds	MJ/pers.an	87
	Vapeur	MJ/pers.an	1
	Autres	MJ/pers.an	44
Commerce de détail	Electricité	kwh/pers.an	686
	Gaz naturel	MJ/pers.an	2777
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	315
	mazout lourds	MJ/pers.an	257
	Vapeur	MJ/pers.an	3
	Autres	MJ/pers.an	132
Industrie de l'information et industrie culturelle	Electricité	kwh/pers.an	68
	Gaz naturel	MJ/pers.an	331
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	88
	mazout lourds	MJ/pers.an	44
	Vapeur	MJ/pers.an	0
	Autres	MJ/pers.an	16

Arts spectacles et loisirs	Electricité	kwh/pers.an	88
	Gaz naturel	MJ/pers.an	428
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	129
	mazout lourds	MJ/pers.an	54
	Vapeur	MJ/pers.an	1
	Autres	MJ/pers.an	22
Hébergement et service de restauration	Electricité	kwh/pers.an	204
	Gaz naturel	MJ/pers.an	1123
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	233
	mazout lourds	MJ/pers.an	125
	Vapeur	MJ/pers.an	1
	Autres	MJ/pers.an	59
Autres services	Electricité	kwh/pers.an	50
	Gaz naturel	MJ/pers.an	268
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	57
	mazout lourds	MJ/pers.an	37
	Vapeur	MJ/pers.an	0
	Autres	MJ/pers.an	12

Tableau A.2-8 : Importations de marchandises autres qu'alimentaires (Département des Transports des États-Unis *et al.*, 2009; Office de l'efficacité énergétique, 2009b)

Transport Marchandises		millions tkm/an	millions tkm/an sans l'alimentation	tkm/pers.an
Transport Routier	Intérieur	142979	142979	4431
	Exportations	86646	86646	2685
	Importations	67636	60188	1865
	Intérieur + Importations	210615	203167	6296
Transport Maritime	Intérieur	45937	45937	1424
	Exportations	1188351	1188351	36825
	Importations	715249	694219	21512
	Intérieur + Importations	761186	740156	22936
Transport Ferroviaire	Intérieur	232141	232141	7194
	Exportations	74150	74150	2298
	Importations	16932	15568	482
	Intérieur + Importations	249073	247709	7676
Transport Aérien	Intérieur	649	649	20
	Exportations	817	817	25
	Importations	817	325	10
	Intérieur + Importations	1466	974	30

Tableau A.2-9 : Dépenses annuelles individuelles liées aux services publics (Statistique Canada, 2006b)

Services publics	Dépenses individuelles (\$CAN)
Soins de santé	
<i>*Hôpitaux</i>	360
<i>*Autres soins</i>	360
Education	
<i>*Collèges et Universités</i>	579
<i>*Ecoles primaires et secondaires</i>	579
Assurance	3832
Construction de bureaux	236
Sécurité	200

Tableau A.2-10 : Consommation énergétiques liées à l'utilisation de locaux des services publics (Office de l'efficacité énergétique, 2009a)

Services publics		Energie primaire	
Bureaux	Electricité	kwh/pers.an	973
	Gaz naturel	MJ/pers.an	5415
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	837
	mazout lourds	MJ/pers.an	546
	Vapeur	MJ/pers.an	7
	Autres	MJ/pers.an	223
Services d'enseignement	Electricité	kwh/pers.an	381
	Gaz naturel	MJ/pers.an	2104
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	363
	mazout lourds	MJ/pers.an	248
	Vapeur	MJ/pers.an	2
	Autres	MJ/pers.an	89
Soins de santé et assurance sociale	Electricité	kwh/pers.an	248
	Gaz naturel	MJ/pers.an	1339
	mazout léger et kérozène	MJ/pers.an	287
	mazout lourds	MJ/pers.an	199
	Vapeur	MJ/pers.an	1
	Autres	MJ/pers.an	57

Tableau A.2-11: Données supplémentaires

Donnée	Valeur	Unité	Référence
Taux d'occupation des véhicules			
Voiture	1,63	personne	(Office de l'efficacité énergétique, 2009b)
Autobus intra-urbain	16	personne	(Statistique Canada, 2000)
Autobus interurbain	20	personne	(Statistique Canada, 2000)
Coût de l'énergie			
Prix du kWh de gaz naturel	0,513	\$ CAN.m ⁻³	(Office de l'efficacité énergétique, 2009d)
	0,0487	\$ CAN/kwh	(Office de l'efficacité énergétique, 2009d)
Prix du kWh électrique	0,092	\$ CAN/kwh	(Office de l'efficacité énergétique, 2009d)

ANNEXE 3 – Details on the calculation of the geometric standard deviation using a *Pedigree Matrix*

Geometric standard deviations can be obtained by combining the basic uncertainty factors proposed by the *Ecoinvent* methodology (Frischknecht *et al.*, 2007) with uncertainty factors that evaluate the reliability of the data sources (i.e. the sources that provided Canadian emission values). The uncertainty factors are obtained from the Pedigree Matrix (Weidema et Wesnæs, 1996).

$$SD_{g95} = \sigma_g^2 = \exp(([\ln U_1])^2 + [\ln U_2])^2 + [\ln U_3])^2 + [\ln U_4])^2 + [\ln U_5])^2 + [\ln U_6])^2 + [\ln U_b])^2)^{1/2})$$

U₁=Uncertainty factor of reliability

U₂=Uncertainty factor of completeness

U₃=Uncertainty factor of temporal correlation

U₄=Uncertainty factor of geographical correlation

U₅=Uncertainty factor of other technological correlation

U₆=Uncertainty factor of sample size

U_b=Basic uncertainty factor

Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H-J, Doka G, Dones R, Heck T, et al. ecoinvent - Overview and Methodology. 1. Swiss Federal Institute of Technology, Dübendorf, 2007.

Weidema BP, Wesnæs MS. Data quality management for life cycle inventories--an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production* 1996; 4: 167-174.

ANNEXE 4 – North American normalization factors (NFs)

Table A.4-1: North American NFs (in person·year) – IMPACT 2002+, midpoint categories

Classes	Reference substance	NF Canada	NF US	NF North America
Human Health				
Carcinogenic effects	Ethylene, chloro-	5.86E+01	1.76E+02	1.65E+02
Non-carcinogenic effects	Ethylene, chloro-	3.41E+02	1.26E+03	1.17E+03
Respiratory (inorganic)	PM _{2.5} (into air)	1.53E+02	4.77E+01	5.78E+01
Ionizing radiation	Carbon-14 (into air)			
Ozone layer depletion	CFC-11 (into air)	2.50E-03	1.45E-01	1.32E-01
Photochemical oxidation	Ethylene (into air)	2.08E+01	1.45E+01	1.51E+01
Ecosystem Quality				
Aquatic ecotoxicity	Triethylene glycol	1.83E+06	1.06E+06	1.13E+06
Terrestrial ecotoxicity	Triethylene glycol	2.40E+06	4.80E+05	6.65E+05
Terrestrial acidification/nutrition	SO ₂ (into air)	7.63E+02	3.05E+02	3.49E+02
Aquatic acidification	SO ₂ (into air)	1.55E+02	7.36E+01	8.14E+01
Aquatic eutrophication (P-limited watershed)	PO ₄ ³⁻ (into water)	6.45E+00	3.54E+00	3.82E+00
Aquatic eutrophication (N-limited watershed)	PO ₄ ³⁻ (into water)	1.58E+01	1.44E+01	1.45E+01
Photochemical oxidation	Ethylene (into air)	2.08E+01	1.45E+01	1.51E+01
Land occupation	Organic arable land			
Climate Change				
Global Warming	CO ₂	2.06E+04	2.201E+04	2.19E+04
Resources				
Non-renewable energy	Crude oil (860 kg/m ³)	5.44E+03	6.97E+03	6.82E+03
Mineral extraction	Iron (in ore)	2.04E+04		

Table A.4-2: North American NFs (in person·year) – IMPACT 2002+, damage categories

Categories	Unit	NF Canada	NF US	NF North America
Human health	DALY/pers·yr	1.13E-01	3.76E-02	4.49E-02
Ecosystem quality	PDF*m2*yr/pers·yr	1.99E+04	4.17E+03	5.59E+03
Climate change	kg-eq CO ₂ /pers·yr	2.06E+04	2.20E+04	2.19E+04
Resources	MJ primaries/pers·yr	4.38E+05	2.05E+05	2.27E+05

Table A.4-3: North American NFs (in person·year) – TRACI

Categories	Reference substance	NF USA	NF Canada	NF North America
Human Health				
Carcinogenic effects	Benzene	8.40E+01	2.20E+01	7.80E+01
Non-carcinogenic effects	Toluene	1.07E+05	4.70E+04	1.01E+05
Respiratory effects	PM _{2.5}	6.34E+00	2.15E+01	7.80E+00
Ozone layer depletion	CFC-11	1.31E-01	2.20E-03	1.19E-01
Photochemical oxidation	NO _x	1.07E+02	1.65E+02	1.13E+02
Ecosystem Quality				
Ecotoxicity	2,4 D	6.05E+01	5.91E+01	6.04E+01
Acidification	H ⁺ equiv	3.81E+03	8.20E+03	4.23E+03
Eutrophication	N equiv	1.87E+01	3.19E+01	2.00E+01
Climate Change				
Global Warming	CO ₂	2.41E+04	2.28E+04	2.40E+04

Table A.4-4: North American NFs (in person·year) – LUCAS

Categories	reference substance	NF USA	NF Canada	NF North America
Human Health				
Carcinogenic effects	Ethene, chloro-	1.49E+02	1.93E+02	1.53E+02
Non-carcinogenic effects	Ethene, chloro-	6.68E+02	8.14E+02	6.82E+02
Ozone layer depletion	CFC-11	1.44E-01	2.30E-03	1.31E-01
Photochemical oxidation	Ethylene	5.00E+01	7.41E+01	5.24E+01
Ecosystem Quality				0.00E+00
Aquatic ecotoxicity	Triethylene glycol	9.11E+05	1.42E+06	9.60E+05
Terrestrial ecotoxicity	Triethylene glycol	2.20E+07	7.15E+07	2.51E+07
Aquatic acidification	SO ₂ (into air)	7.00E+01	1.49E+02	7.77E+01
Aquatic Eutro	N equiv	1.08E+01	6.04E+00	1.03E+01
Terrestrial eutrophication	N equiv	5.14E+00	1.32E+01	5.92E+00
Photochemical oxidation	Ethylene (into air)	5.00E+01	7.41E+01	5.24E+01
Climate Change				0.00E+00
Global Warming	CO ₂	2.21E+04	2.08E+04	2.20E+04
Resources				0.00E+00
Non-renewable energy	MJ surplus	3.18E+04	2.85E+04	3.15E+04
Mineral extraction	Iron (in ore)	n/a	1.14E+03	n/a

ANNEXE 5 – Comparison of European, Canadian and US NFs

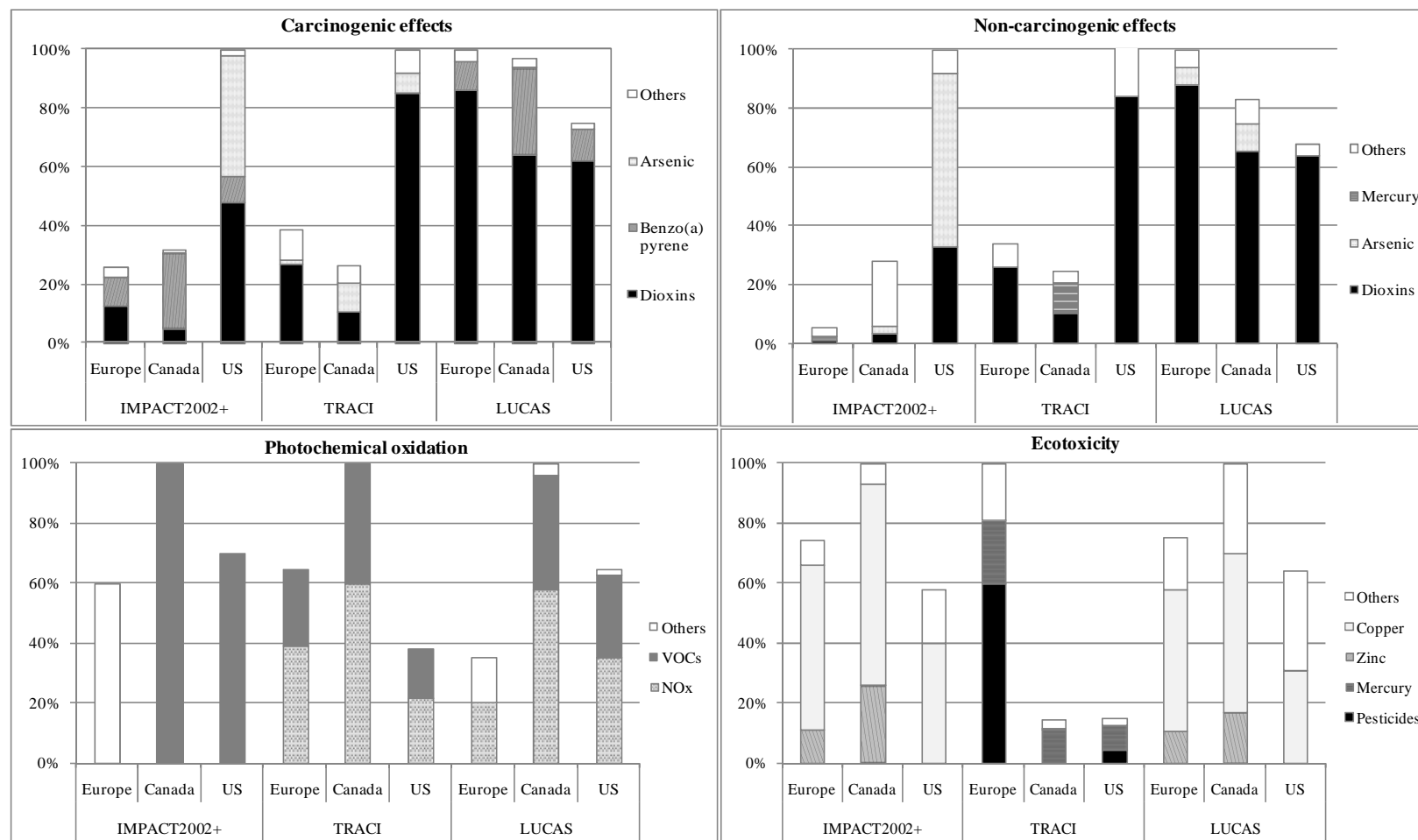


Figure A.5-1 Influence of the LCIA methodology on tendencies and main contributors

Table A.5-1: European, Canadian and US NFs and main contributors – TRACI

Carcinogenic effects (kg-eq benzene/pers-yr)					Non-carcinogenic effects (kg-eq toluene/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		3.25E+01	2.20E+01	8.40E+01 (2.75E+02) ⁽¹⁾	NF		8.48E+04	4.70E+04	1.07E+05 (6.93E+05) ⁽¹⁾
Dioxins	air	69%	41%	11%	Dioxins	air	33%	24%	11%
Arsenic	air	4%	38%		Lead	air	48%	27%	
Dioxins	water			73%	Dioxins	water			73%
Arsenic	water			7% (68%) ⁽¹⁾	Mercury	water		23%	
Others		27%	21%	9%	Others		19%	26%	16%
Respiratory effects (kg-eq PM _{2.5} /pers-yr)					Ozone layer depletion (kg-eq CFC-11/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		6.78E-01	2.15E+01	6.34E+00	NF		1.88E-01	2.20E-03	1.31E-01
NO _x	air	54%	1%	2%	CFC 11	air	55%		28%
SO _x	air	10%	4%	8%	CFC 12	air	17%		19%
PM ₁₀	air	36%	70%	58%	HCFC 142	air		74%	
PM _{2.5}	air		24%	32%	Halon 1301	air			33%
Others		0%	1%	0%	Others		28%	26%	53%
Photochemical oxidation (kg-eq NO _x /pers-yr)					Ecotoxicity (kg-eq 2,4 D/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		1.07E+02	1.65E+02	6.29E+01	NF		4.05E+02	5.91E+01	6.05E+01
NO _x	air	60%	60%	57%	Mercury	air	21%	76%	52%
VOC	air	40%	40%	43%	Copper	water		4%	
Others		0%	0%	0%	Pesticides	water	60%		31%
					Others		19%	20%	17%
Acidification (kg-eq H ⁺ /pers-yr)					Eutrophication (kg-eq N/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		3.37E+03	8.20E+03	3.81E+03	NF		5.03E+01	3.39E+01	1.87E+01
SO _x	air	40%	46%	47%	Phosphorus	water	52%	45%	38%
NO _x	air	36%	52%	47%	Nitrogen	water	44%	37%	49%
Ammonia	air	22%			NO _x	air		10%	12%
Others		2%	2%	6%	Others		4%	8%	1%
Global Warming (kg-eq carbon dioxide/pers-yr)									
		Europe	Canada	US					
NF		9.26E+03	2.28E+04	2.41E+04					
CO ₂	air	79%	79%	85%					
CH ₄	air	10%	15%	8%					
N ₂ O	air	9%	6%	5%					
Others		2%	0%	2%					

⁽¹⁾ Including metal compounds

Table A.5-2: European, Canadian and US NFs and main contributors – LUCAS

Carcinogenic effects (kg-eq chloroethene/pers-yr)					Non-carcinogenic effects (kg-eq chloroethene/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		1.98E+02	1.92E+02	1.49E+02 (1.80E+02) ⁽¹⁾	NF		9.81E+02	8.14E+02	6.68E+02 (1.68E+03) ⁽¹⁾
Dioxins	air	86%	66%	83%	Dioxins	air	88%	79%	94%
Benzo(a)pyrene	air	10%	31%	14%	Zinc	soil	6%	11%	
Others		4%	3%	3%	Others		6%	10%	6%
Photochemical oxidation (kg-eq Ethylene/pers-yr)					Ozone layer depletion (kg-eq CFC-11/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		2.43E+01	7.01E+01	4.52E+01	NF		1.73E-01	2.30E-03	1.44E-01
NO _x	air	58%	58%	55%	CFC 11	air	60%		25%
VOC	air		38%	42%	CFC 12	air	18%		17%
CO	air	3%	4%	3%	HCFC 142	air		77%	
Others		39%	0%	0%	Halon 1301	air			36%
					Others		22%	23%	22%
Terrestrial ecotoxicity (kg-eq triethylene glycol/pers-yr)					Aquatic ecotoxicity (kg-eq triethylene glycol/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		4.82E+07	7.15E+07	2.02E+07 (7.30E+07) ⁽¹⁾	NF		1.06E+06	1.42E+06	9.11E+05 (1.19E+07) ⁽¹⁾
Zinc	soil	71%	74%	8%	Copper	soil	63%	53%	48%
Copper	soil	25%	18%	39%	Zinc	soil	14%	17%	
Arsenic	soil			27%	Lead	air		14%	
Aluminum	soil			13%	Aluminum	soil			33%
Others		4%	8%	13%	Others		23%	16%	19%
Aquatic Acidification (kg-eq sulfur dioxide/pers-yr)					Terrestrial eutrophication (kg-eq N/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		3.37E+03	8.20E+03	3.81E+03	NF		5.08E+00	1.32E+01	5.14E+00
SO _x	air	45%	44%	49%	Phosphorus	water	57%	63%	100%
NO _x	air	32%	37%	48%	Nitrogen	water	43%	37%	
Ammonia	air	21%	19%		NO _x	air			
Others		2%	0%	3%	Others		0%	0%	0%
Aquatic eutrophication (kg-eq N/pers-yr)					Global Warming (kg-eq carbon dioxide/pers-yr)				
		Europe	Canada	US			Europe	Canada	US
NF		3.70E+00	6.04E+00	1.08E+01	NF		8.89E+03	2.08E+04	2.21E+04
Phosphorus	water	13%	6%	9%	CO ₂	air	83%	87%	90%
Nitrogen	water	80%	61%	86%	CH ₄	air	3%	5%	3%
Ammonia	water		22%	2%	N ₂ O	air	5%	3%	3%
Others		7%	11%	3%	Others		9%	5%	4%

Energy (MJ surplus/pers.yr)				Minerals (kg-eq iron/pers.yr)			
	Europe	Canada	US		Europe	Canada	US
NF	7.65E+03	5.25E+04	3.18E+04	NF	2.34E+01	5.02E+02	
Natural gas	43%	52%	39%	Copper	20%	66%	
Oil	57%	47%	59%	Aluminum	11%	16%	
				Tin	36%		
Others	0%	1%	2%	Others	33%	18%	

⁽¹⁾ Including metal compounds

ANNEXE 6 – Parameter uncertainty and temporal variability related to Canadian NFs

Table A.6-1: Parameter uncertainty related to Canadian NFs

	Geo Mean	Geo Std. Dev.	Conf. Interval
Human health	1.13E-01	1.31	[6.70E-02 ; 1.91E-01]
Carcinogenic effects	6.10E+01	1.56	[2.56E+01 ; 1.45E+02]
Non-Carcinogenic effects	3.48E+02	1.18	[2.53E+02 ; 4.77E+02]
Respiratory effects (inorganics)	1.57E+02	1.31	[9.40E+01 ; 2.71E+02]
Ozone layer depletion	2.51E-03	1.16	[1.87E-03 ; 3.36E-03]
Photochemical oxidation	2.07+01	1.22	[1.39E+01 ; 3.07E+01]
Ecosystem quality	1.96E+04	1.17	[1.45E+04 ; 2.68E+04]
Terrestrial acidification/nutrification	7.67E+02	1.15	[5.88E+02 ; 1.00E+03]
Aquatic ecotoxicity	1.74E+06	1.17	[1.28E+06 ; 2.36E+06]
Terrestrial ecotoxicity	2.36E+06	1.20	[1.64E+06;3.40E+06]
Aquatic acidification	1.55E+02	1.09	[1.31E+02 ; 1.84E+02]
Aquatic eutrophication (P limited)	6.47E+00	1.10	[5.38E+01 ; 7.78E+01]
Aquatic eutrophication (N limited)	2.22+02	1.12	[1. 77E+01 ; 2.77E+01]
Climate change	2.08E+04	1.05	[1.90E+04;2.26E+04]
Resources	4.35E+05	1.02	[4.22E+05;4.49E+05]
Mineral extraction	2.06E+04	1.02	[2.00E+04 ; 2.13E+04]
Non renewable energy	9.49E+03	1.02	[9.19E+03 ; 9.79E+03]

Table A.6-2: Temporal variability related to Canadian NFs

Carcinogenic effects		Non-Carcinogenic effects		Respiratory effects (inorganics)	
Distribution	uniform	Distribution	triangular	Distribution	triangular
Minimum	5.11E+01	Minimum	3.14E+02	Minimum	1.46E+02
Maximum	8.43E+01	Likeliest	3.79E+02	Likeliest	1.53E+02
		Maximum	4.46E+02	Maximum	1.60E+02
Ozone layer depletion		Photochemical oxidation		Aquatic ecotoxicity	
Distribution	normal	Distribution	uniform	Distribution	triangular
Mean	2.51E-03	Minimum	1.81E+01	Minimum	1.98E+06
Std.dev	7.95E-05	Maximum	1.85E+01	Likeliest	2.16E+06
Confidence inter. 95%	[2.35E-03;2.66E-03]			Maximum	2.33E+06
Terrestrial ecotoxicity		Terrestrial acidification/nutrication		Aquatic acidification	
Distribution	uniform	Distribution	normal	Distribution	normal
Minimum	1.99E+06	Mean	7.63E+02	Mean	1.55E+02
Maximum	2.75E+06	Std.dev	4.83E+00	Std.dev	7.73E-01
		Confidence inter. 95%	[7.54E+02;7.73E+02]	Confidence inter. 95%	[1.53E+02;1.56E+02]
Aquatic eutrophication (P limited)		Aquatic eutrophication (N limited)		Global warming	
Distribution	uniform	Distribution	triangular	Distribution	triangular
Minimum	6.31E+00	Minimum	2.18E+01	Minimum	2.03E+04
Maximum	6.58E+00	Likeliest	2.21E+01	Likeliest	2.05E+04
		Maximum	2.24E+01	Maximum	2.07E+04
Non renewable energy		Mineral extraction		Human health	
Distribution	normal	Distribution	normal	Distribution	triangular
Mean	9.53E+03	Mean	2.07E+04	Minimum	1.04E-01
Std.dev	4.95E+01	Std.dev	2.78E+02	Likeliest	1.08E-01
Confidence inter. 95%	[9.43E+03;9.63E+03]	Confidence inter. 95%	[2.02E+04;2.13E+04]	Maximum	1.13E-01
Ecosystem quality		Climate change		Resources	
Distribution	uniform	Distribution	triangular	Distribution	normal
Minimum	1.66E+04	Minimum	2.03E+04	Mean	4.37E+05
Maximum	2.26E+04	Likeliest	2.05E+04	Std. dev.	2.27E+03
		Maximum	2.07E+04	Confidence inter. 95%	[4.33E+05;4.42E+05]

=====

Midpoint/endpoint

ANNEXE 7 – Calculation of Canadian NFs for the 1976-2005 time period

The following figures show the evolution in time of Canadian NFs and emissions of main contributors, expressed in kg-eq of the reference substance. Canadian NFs were only calculated when all emission values of main contributors were available for a given year. When a trend is visible, its equation and r coefficient is displayed on the figure.

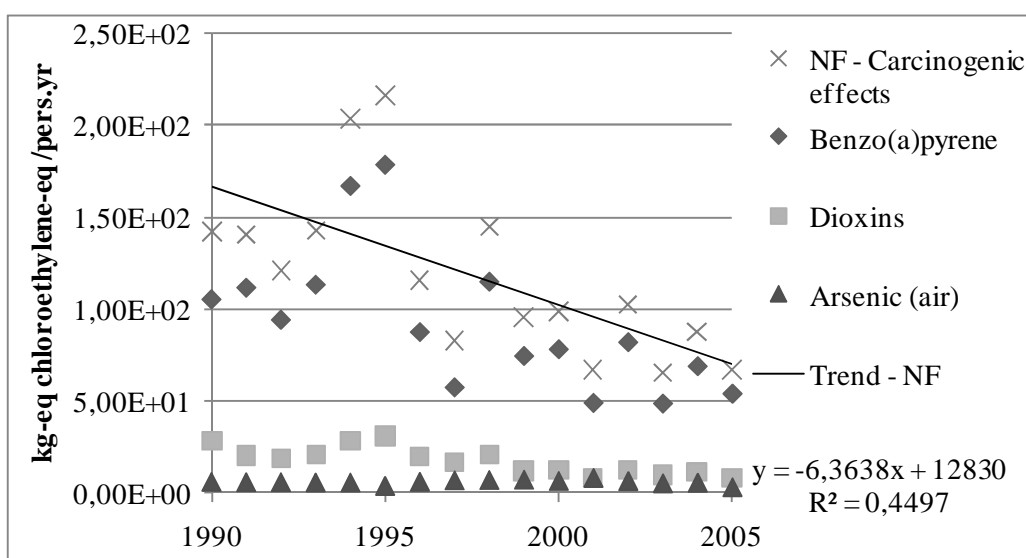


Figure A.7-1: Evolution in time of Canadian NF for Carcinogenic effects.

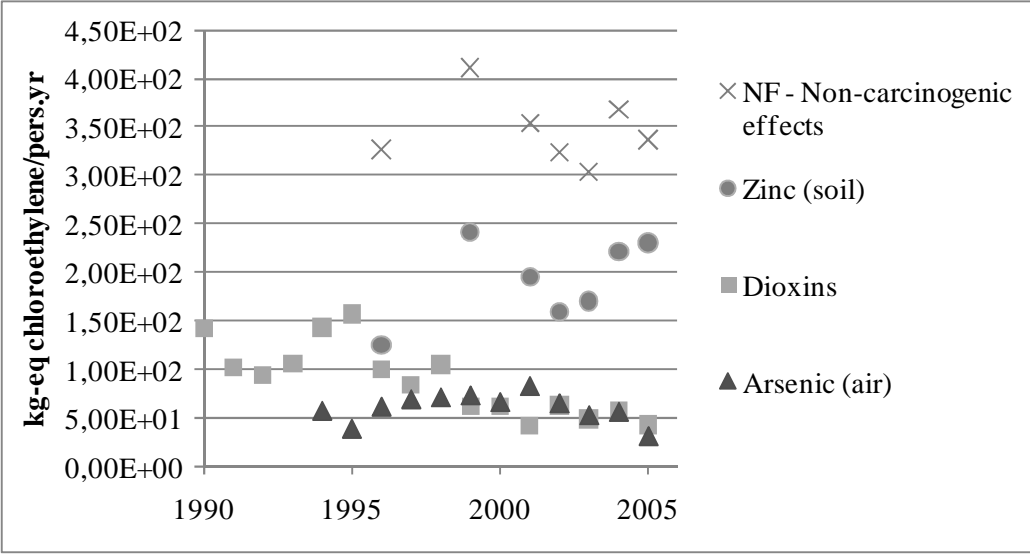


Figure A.7-2: Evolution in time of Canadian NF for Non-carcinogenic effects.

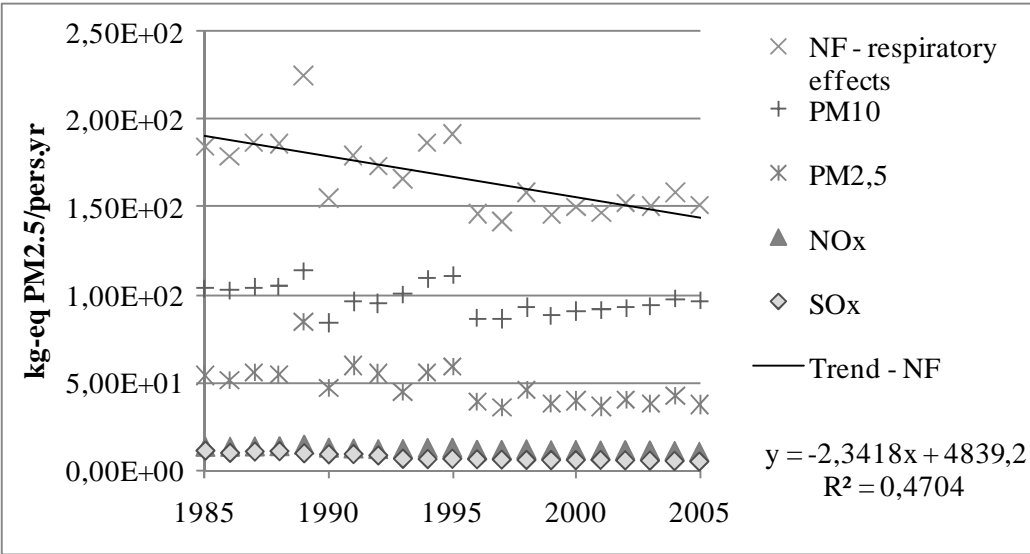


Figure A.7-3: Evolution in time of Canadian NF for Respiratory effects.

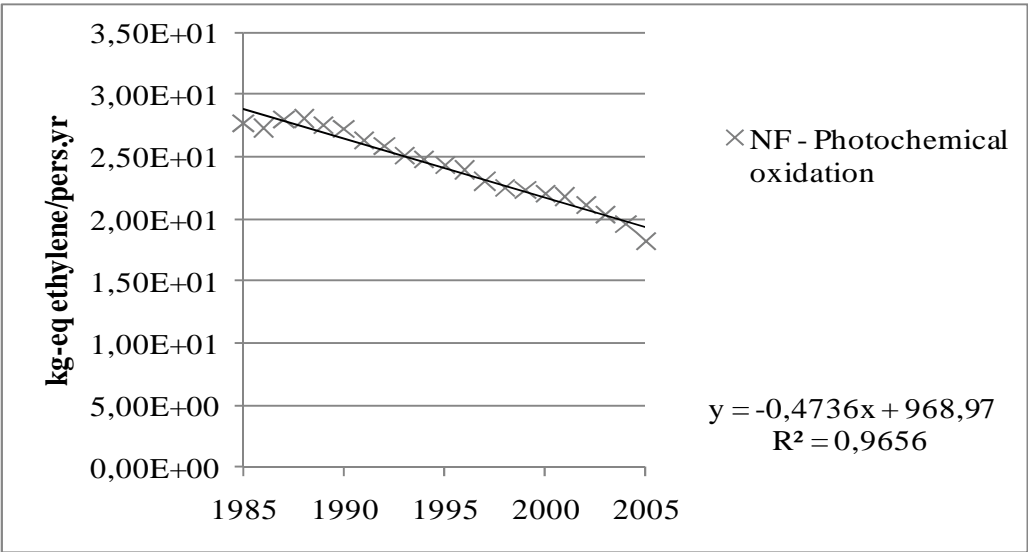


Figure A.7-4: Evolution in time of Canadian NF for Photochemical oxidation.

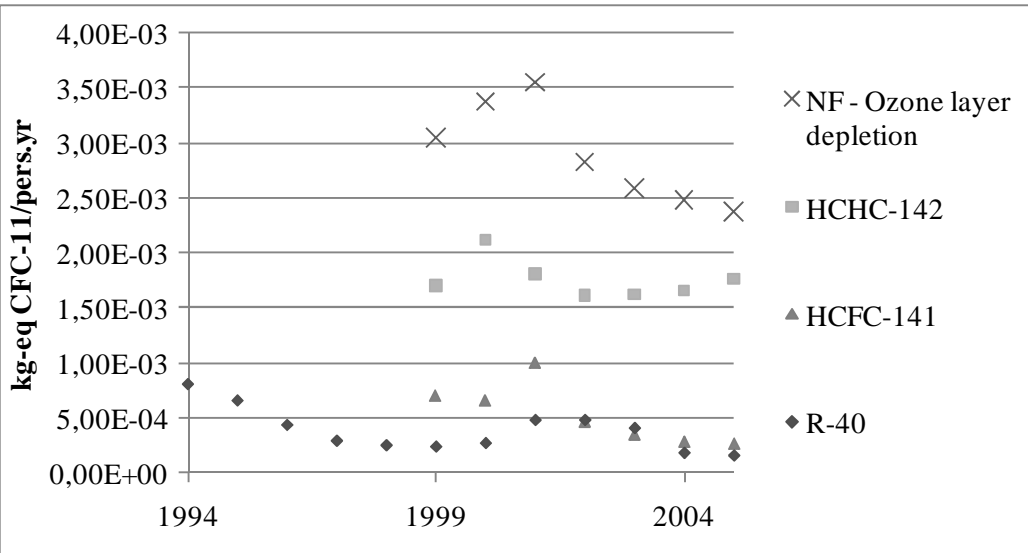


Figure A.7-5: Evolution in time of Canadian NF for Ozone layer depletion.

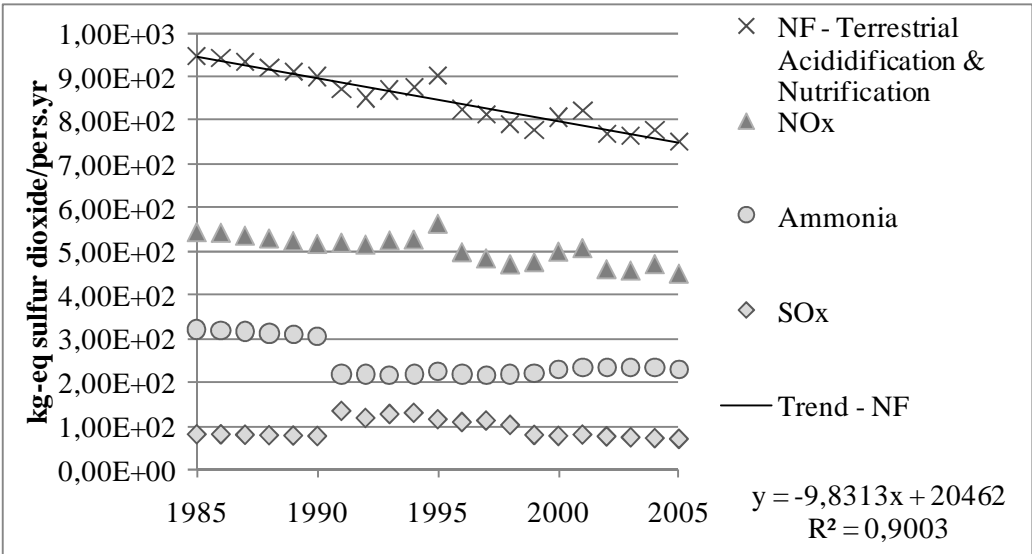


Figure A.7-6: Evolution in time of Canadian NF for Terrestrial acidification and nutrification.

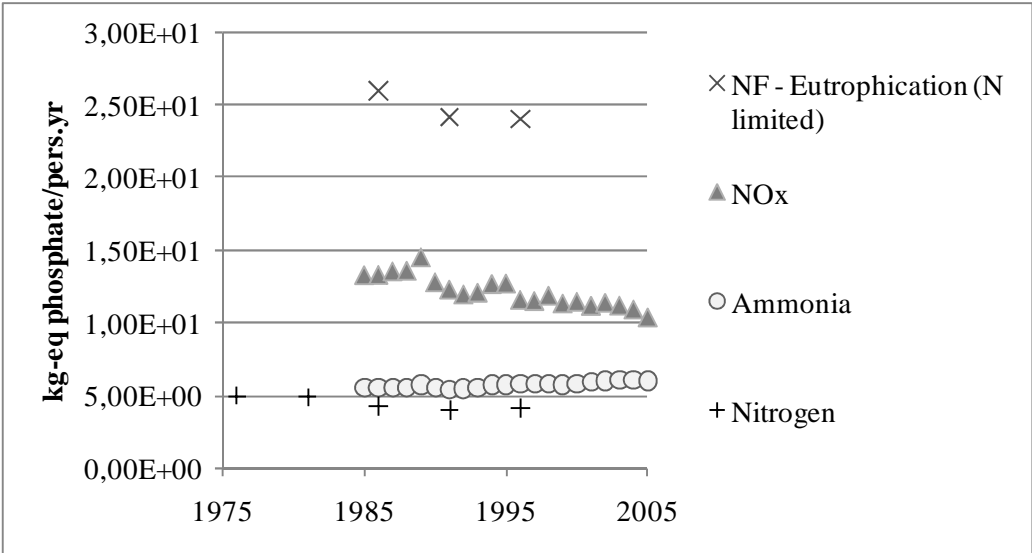


Figure A.7-7: Evolution in time of Canadian NF for Aquatic eutrophication (N limited).

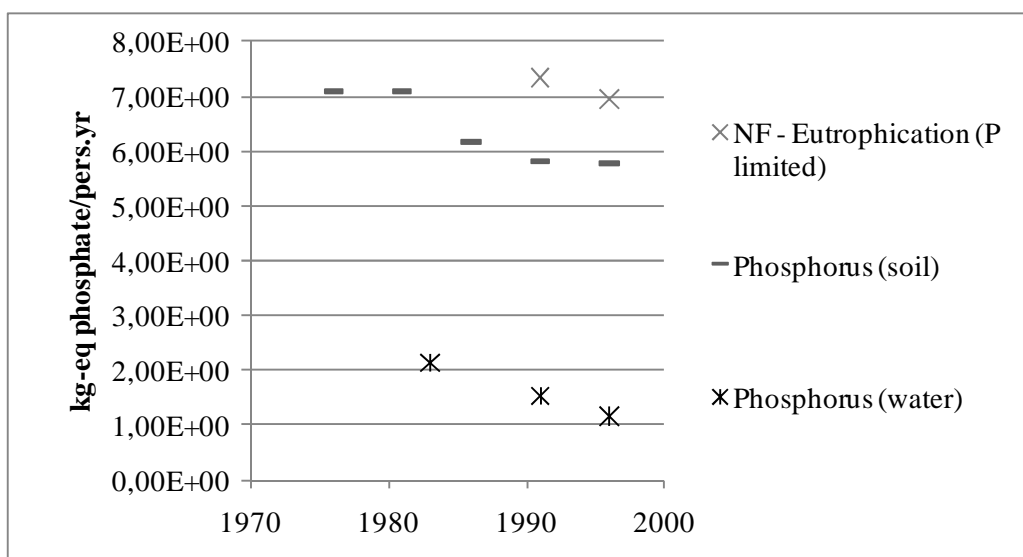


Figure A.7-8: Evolution in time of Canadian NF for Aquatic eutrophication (P limited).

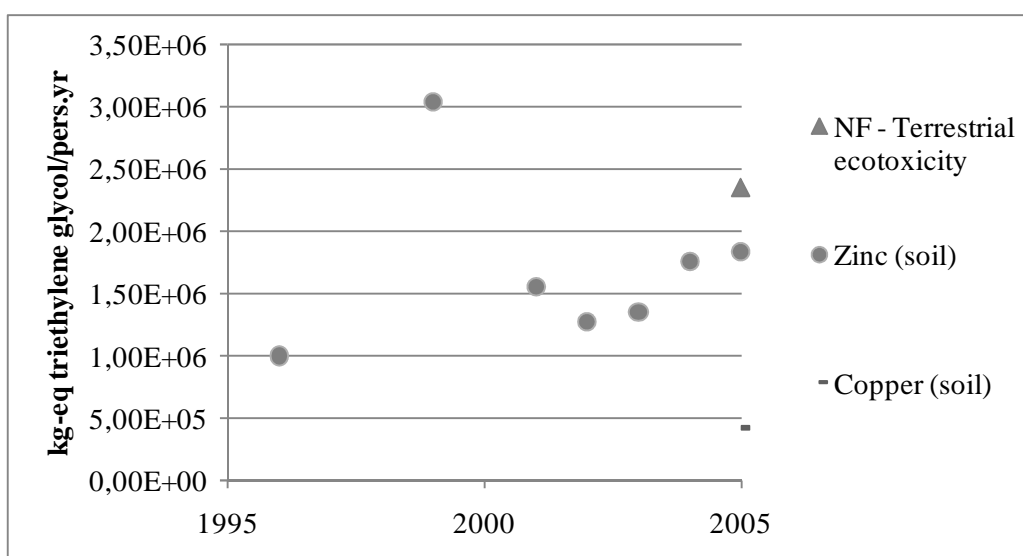


Figure A.7-9: Evolution in time of Canadian NF for Terrestrial ecotoxicity.

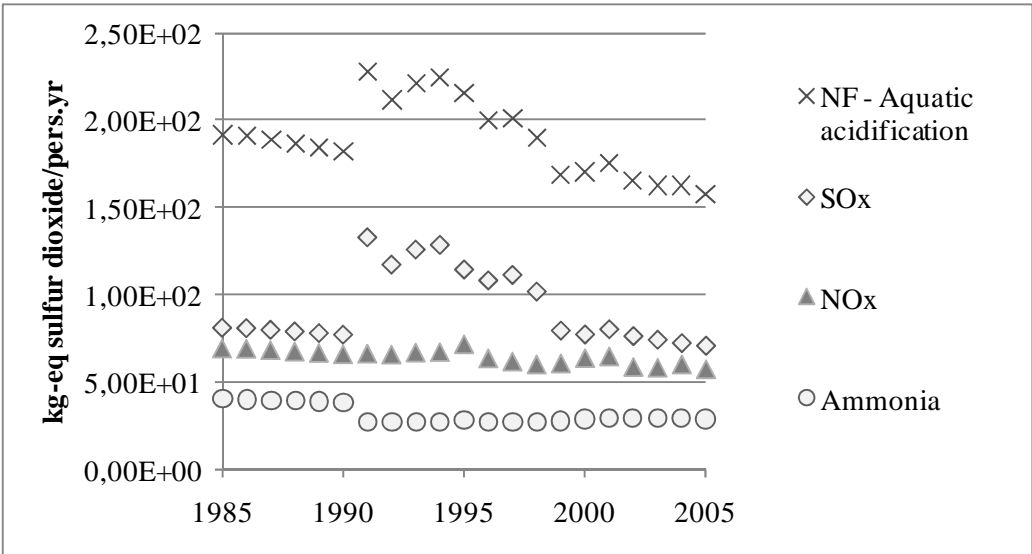


Figure A.7-10: Evolution in time of Canadian NF for Aquatic acidification.

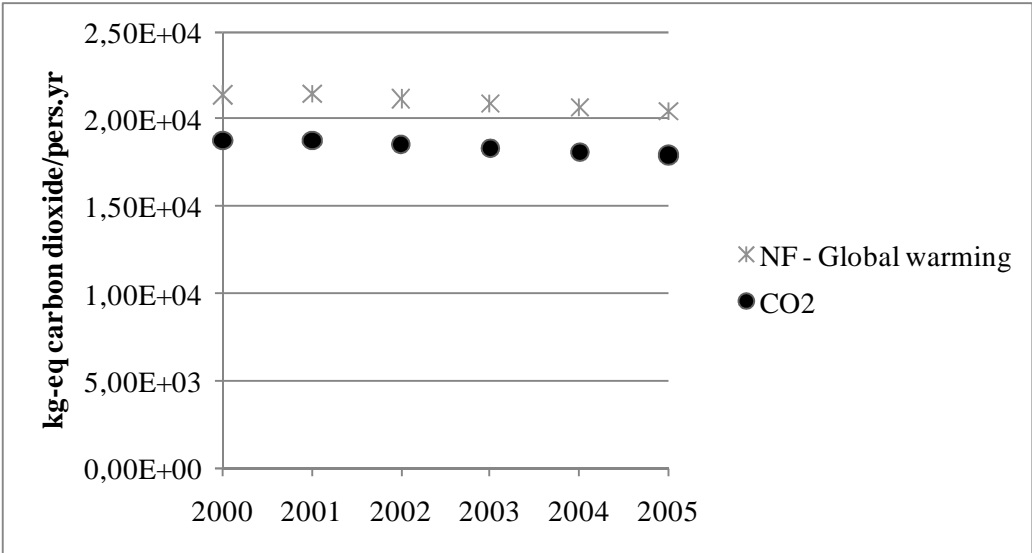


Figure A.7-11: Evolution in time of Canadian NF for Global warming.

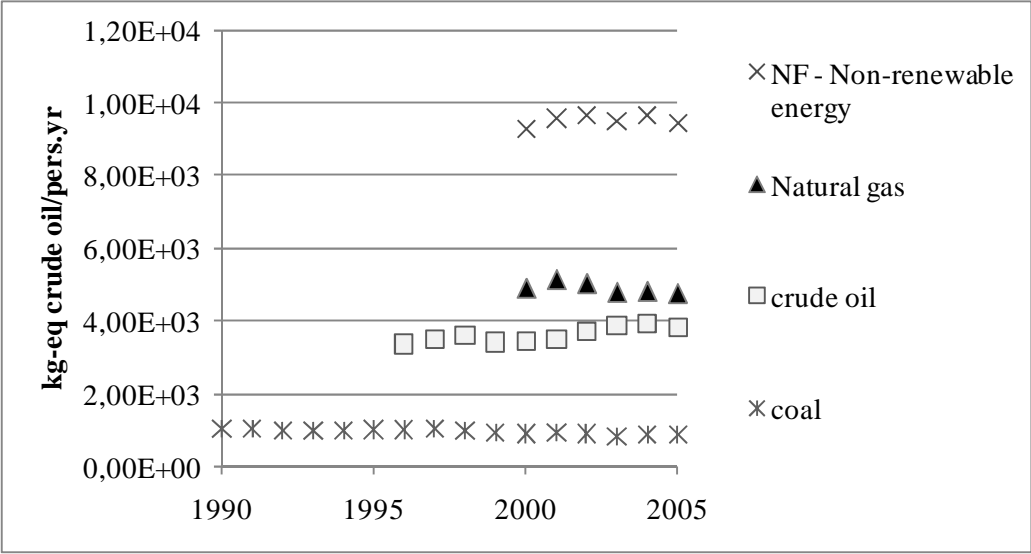


Figure A.7-12: Evolution in time of Canadian NF for Non-renewable energy.

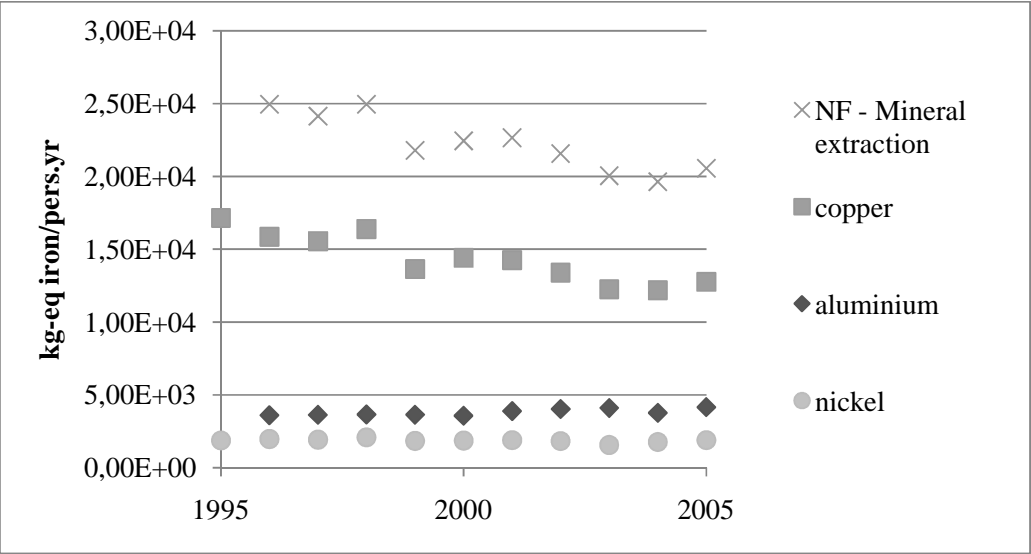


Figure A.7-13: Evolution in time of Canadian NF for Mineral extraction.

ANNEXE 8 – Résultats supplémentaires pour le calcul des FN-C

Tableau A.8-1 : Impacts de la consommation individuelle – Catégories de problèmes – ACV-PRO

Catégorie d'impact	Unité/pers.an	Total
Effets cancérogènes	kg C2H3Cl eq	1,90E+02
Effets non-cancérogènes	kg C2H3Cl eq	2,22E+02
Effets respiratoires	kg PM2.5 eq	8,21E+00
Radiations ionisantes	Bq C-14 eq	2,27E+05
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq	1,27E-03
Smog photochimique	kg C2H4 eq	5,50E+00
Ecotoxicité Aquatique	kg TEG eau	1,06E+06
Ecotoxicité terrestre	kg TEG sol	2,21E+05
Acidification terrestre	kg SO2 eq	2,51E+02
Occupation des terres	m2org.arable	9,11E+02
Acidification aquatique	kg SO2 eq	4,93E+01
Eutrophisation aquatique	kg PO4 P-lim	7,50E-01
Réchauffement climatique	kg CO2 eq	1,02E+04
Energie primaire non renouvelable	MJ primaires	1,80E+05
Extraction minérale	kg-eq fer	8,63E+01

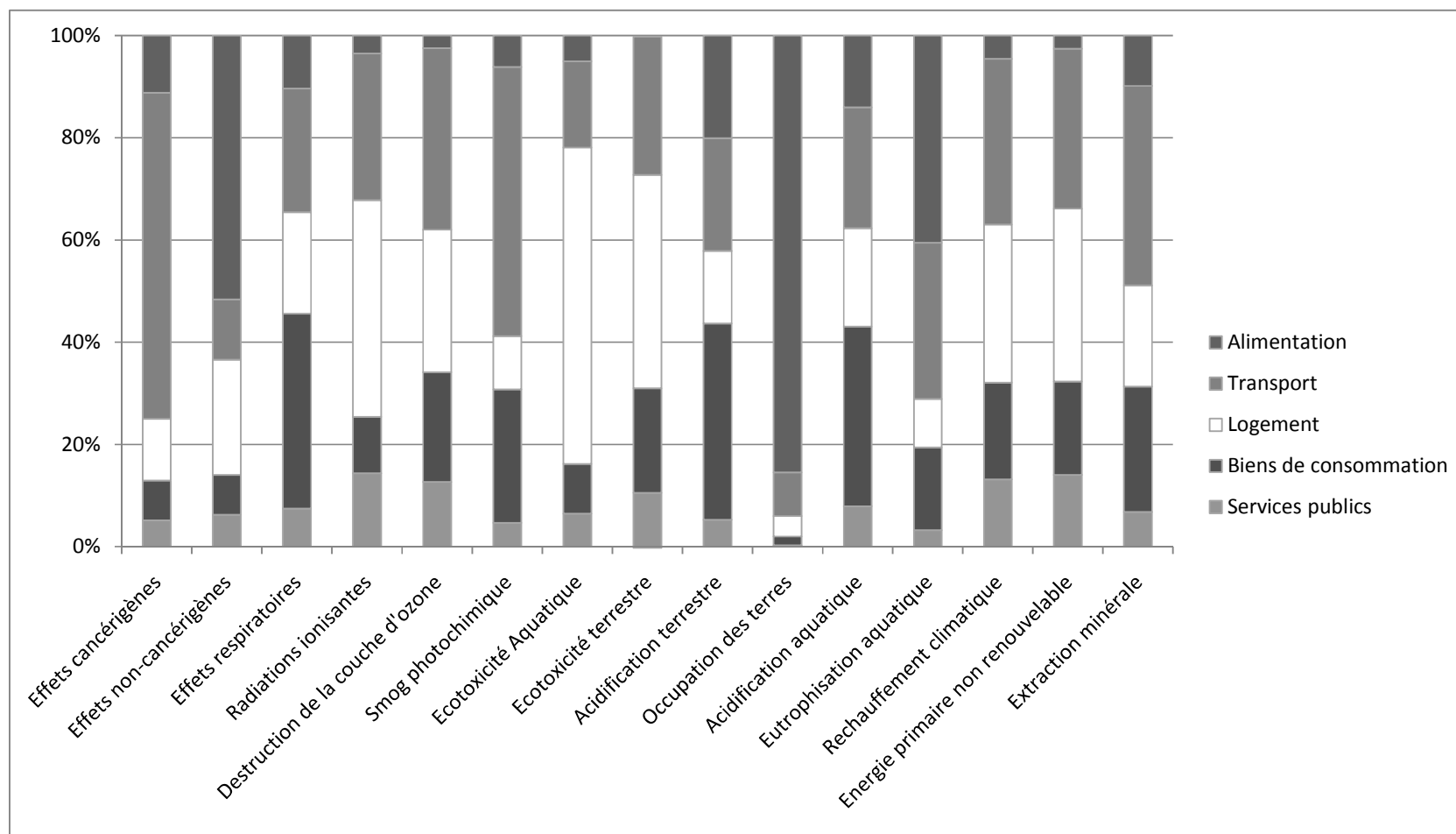


Figure A.8-1: Contribution des différents domaines de consommation aux impacts problèmes - ACV-PRO.

Tableau A.8-2: Impacts de la consommation individuelle – Catégories problèmes – ACV-EIO

Catégorie d'impact	Unité (/pers.an)	Total
Effets cancérigènes	kg C2H3Cl eq	7,44E+02
Effets non-cancérigènes	kg C2H3Cl eq	7,08E+03
Effets respiratoires	kg PM2.5 eq	3,70E+01
Radiations ionisantes	Bq C-14 eq	0,00E+00
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq	3,62E-02
Smog photochimique	kg C2H4 eq	1,64E+01
Ecotoxicité Aquatique	kg TEG eau	7,56E+06
Ecotoxicité terrestre	kg TEG sol	2,87E+06
Acidification terrestre	kg SO2 eq	5,58E+02
Occupation des terres	m ² org.arable	1,91E+04
Acidification aquatique	kg SO2 eq	1,05E+02
Eutrophisation aquatique	kg PO4 P-lim	8,07E+00
Réchauffement climatique	kg CO2 eq	1,30E+04
Energie primaire non renouvelable	MJ primaires	3,10E+05
Extraction minérale	kg-eq fer	1,36E+01

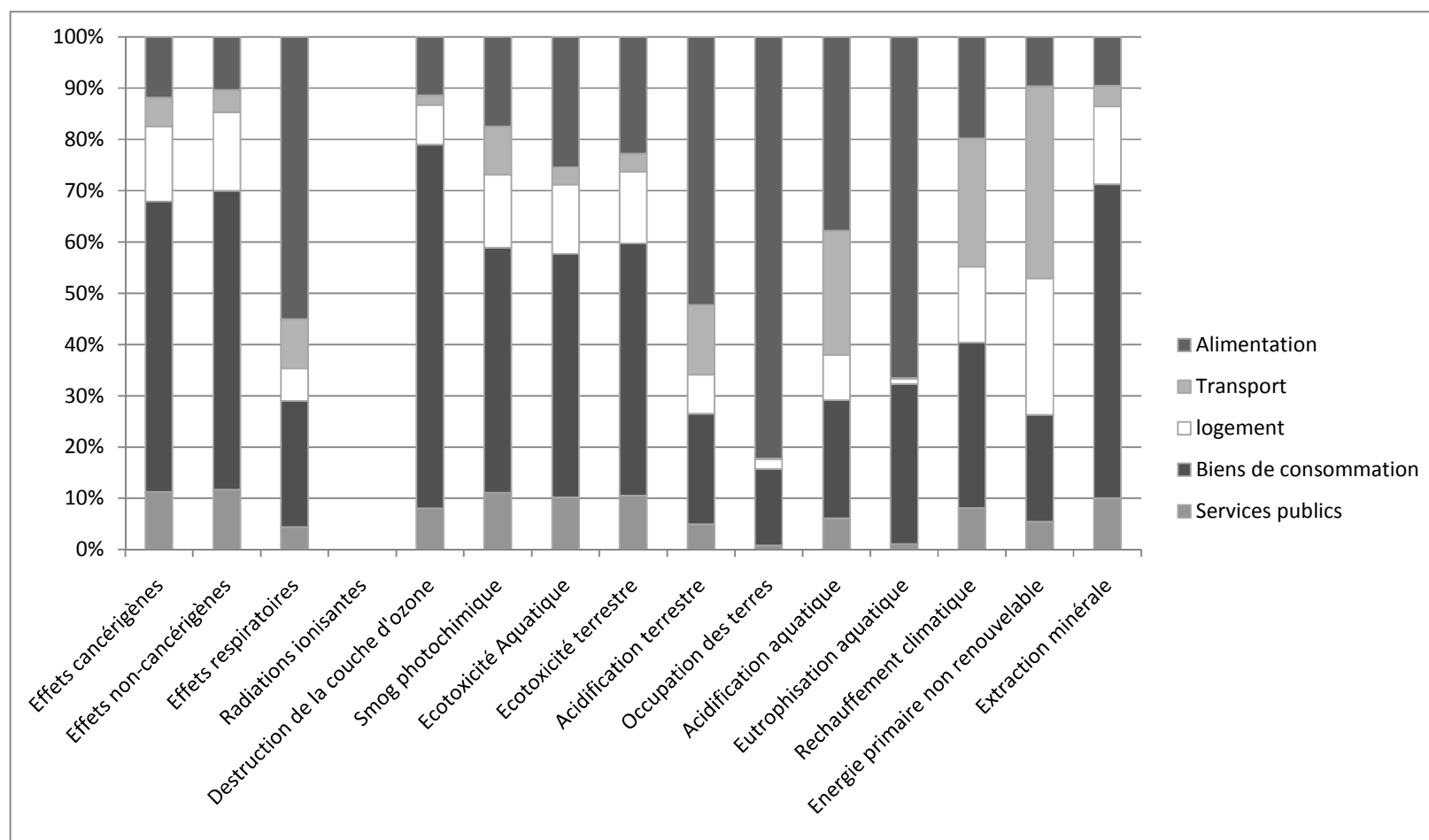


Figure A.8-2 : Contribution des différents domaines de consommation aux impacts problèmes – ACV-EIO.

ANNEXE 9 – Comparaison des contextes Canadiens et Suisse

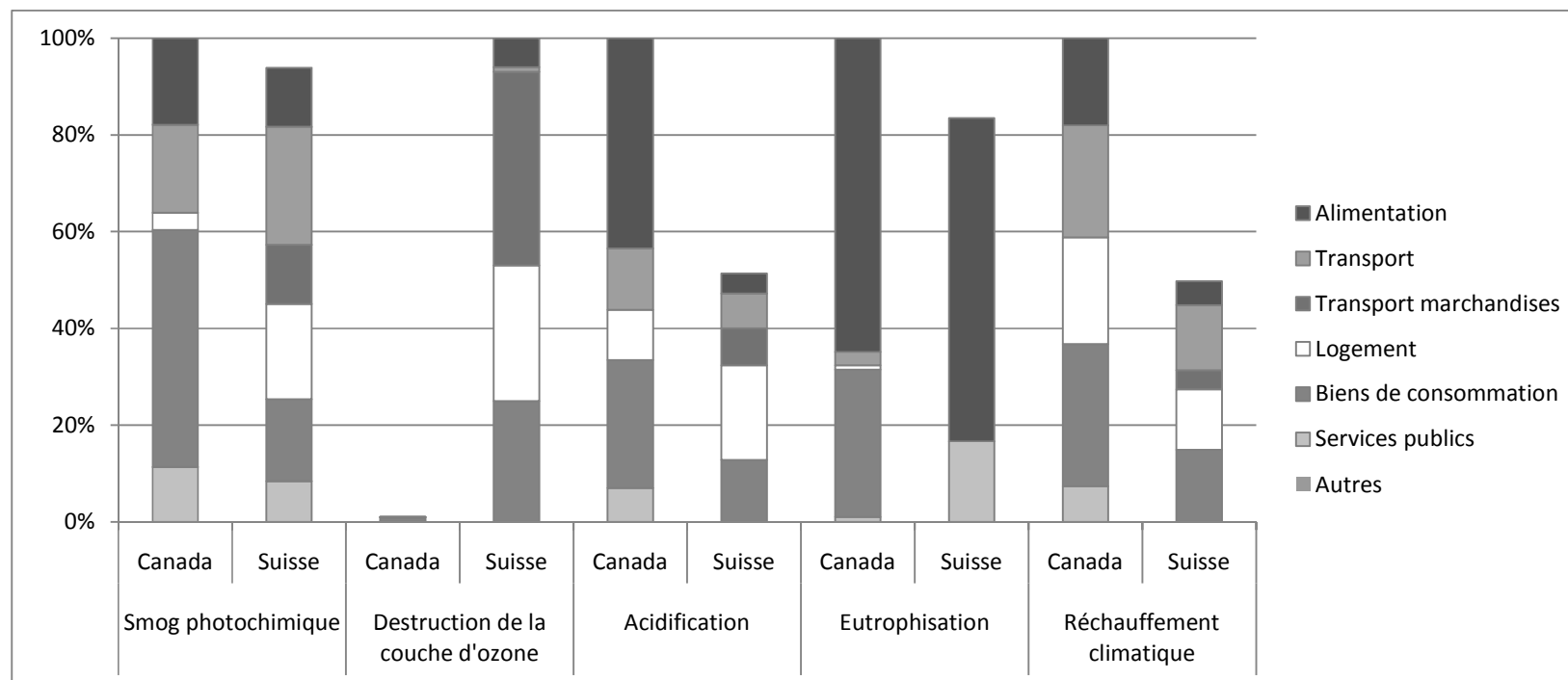


Figure A.9-1 : comparaison des impacts des consommations Canadienne et Suisse – Catégories problèmes.

Tableau A.9-1 : Production d'électricité au Canada et en Suisse

Mode de production	Mix électrique – Canada	Mix électrique – Suisse
Hydroélectricité	56%	42%
Nucléaire	14%	45%
Fossiles	29%	11%
<i>Charbon</i>	18%	
<i>Pétrole</i>	7%	
<i>Gaz naturel</i>	4%	
Autres	1%	2%

Tableau A.9-2: Source d'énergie pour le chauffage des locaux et de l'eau des logements au Canada et en Suisse

Source d'énergie pour le chauffage de l'eau et des locaux	Part (%) du nombre de logement - Canada ¹	Part (%) du nombre de logement - Suisse ²
Mazout	8,6%	49%
Gaz naturel	47,6%	15%
Electrique	27,7%	27%
Bois	2%	3%
Autre	14%	7%

¹ : Office de l'efficacité énergétique *Base de données complète sur la consommation d'énergie - Secteur résidentiel, Canada*; Ressources naturelles Canada,; 2009.

² : Office fédéral de la statistique Suisse *Recensement fédéral de la population 2000 - Bâtiments, logements et conditions d'habitation*; Neuchâtel, 2004

ANNEXE 10 – Comparaison des FN-P et FN-C

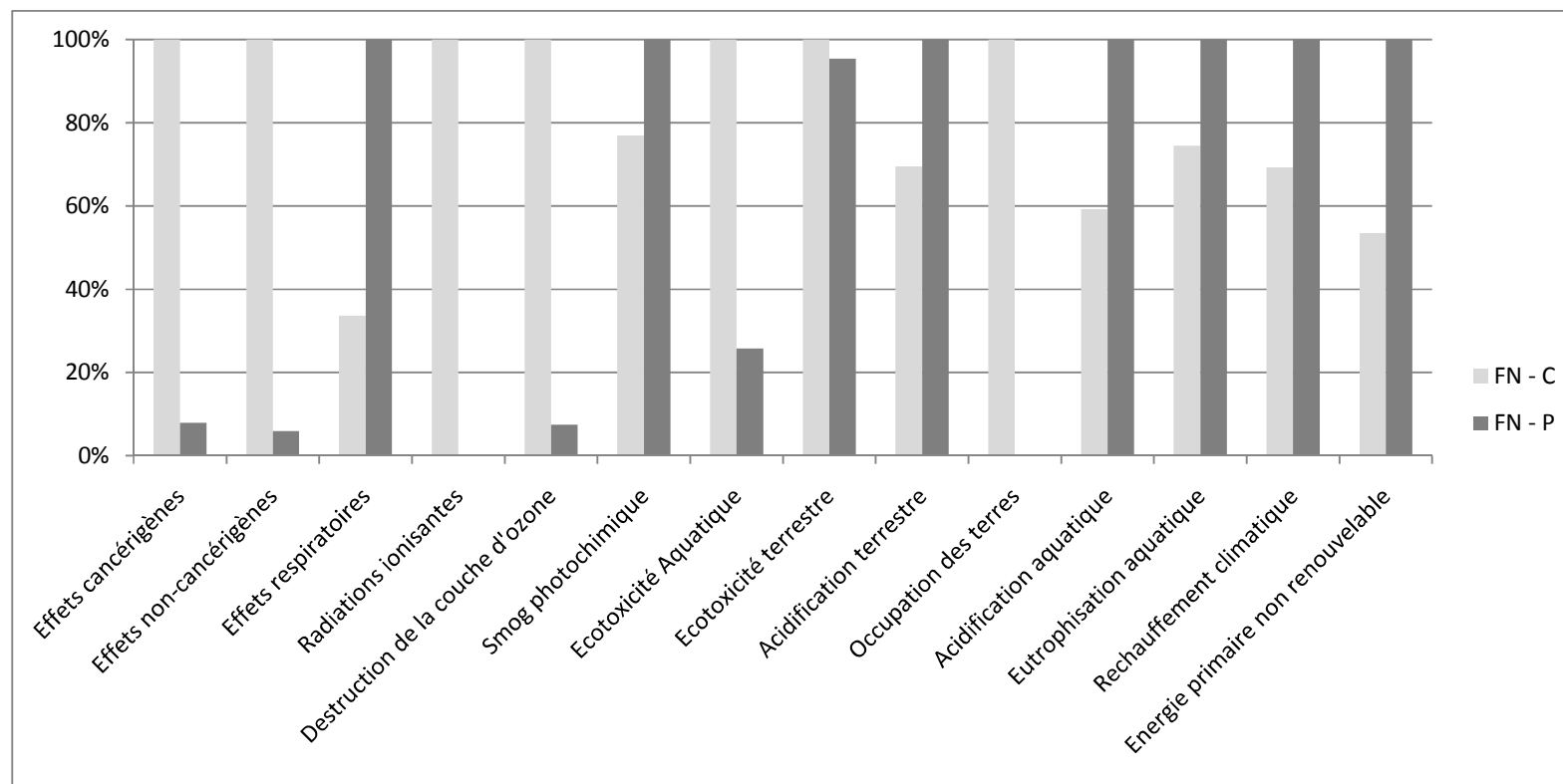


Figure A.10-1: Comparaison des FN-P et FN-C – catégories de problèmes.